



# Les quotas échangeables d'émission de gaz à effet de serre : éléments d'analyse économique

Philippe Quirion

## ► To cite this version:

Philippe Quirion. Les quotas échangeables d'émission de gaz à effet de serre : éléments d'analyse économique. Economies et finances. Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales (EHESS), 2011. tel-00604374

**HAL Id: tel-00604374**

**<https://theses.hal.science/tel-00604374>**

Submitted on 28 Jun 2011

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

**Philippe Quirion**

**Les quotas échangeables d'émission  
de gaz à effet de serre :  
éléments d'analyse économique**

**Mémoire d'Habilitation à diriger les recherches**

**EHESS**

Jury :

Alain Ayong Le Kama (Université de Lille 1), Rapporteur

Jean-Charles Hourcade (CIRED, CNRS, EHESS), Rapporteur

Jean-Pierre Ponssard (Laboratoire d'économétrie, Ecole polytechnique, CNRS),  
Rapporteur

Denny Ellerman (Institut universitaire européen, Florence), Examineur

Katheline Schubert (Université de Paris I), Examinatrice

**24 juin 2011**

# Sommaire

Remerciements	4
Introduction	5
1. Des taxes ou des quotas pour limiter les émissions de gaz à effet de serre ? Retour sur un débat encore d'actualité	7
1.1. Introduction	7
1.2. Choix entre taxe et quotas au niveau national en présence de quotas échangeables internationaux	10
1.2.1. Contexte	10
1.2.2. Méthode et données	10
1.2.3. Résultats quantitatifs	12
1.2.4. L'explication des résultats par la corrélation entre coût et bénéfice marginal	14
1.3. Les quotas échangeables sont-ils plus "acceptables" par les entreprises ?	18
1.3.1. Contexte	18
1.3.2. La combinaison taxe-subsidation	19
1.3.3. Le modèle	20
1.3.4. Comparaison des instruments prix et quantités sous contrainte d'acceptabilité politique	23
1.4. Conclusions sur le choix entre taxe et quotas échangeables	25
2. Des objectifs d'émission absolus ou proportionnels à la production ?	28
2.1. Contexte	28
2.2. Présentation du modèle et des hypothèses centrales	30
2.3. Trois instruments de politique publique	33
2.3.1. Objectif absolu (Q)	33
2.3.2. Instrument prix (P)	34
2.3.3. Objectif relatif (R)	34
2.3.4. Comparaison des trois instruments	35
2.4. Quel rôle pour les plafonds relatifs?	36
2.5. Comparaison avec le modèle de Newell et Pizer (2008)	39
2.6. Conclusion	40

3. Peut-on protéger la "compétitivité" sans sacrifier l'efficacité économique ?	42
3.1. Pertes de compétitivité et fuites de carbone ; de quoi parle-t-on ?	42
3.2. Pertes de compétitivité et fuites : quantifications ex ante	46
3.2.1. L'allocation des quotas dans le système européen de quotas échangeables de gaz à effet de serre	46
3.2.2. Un modèle multisectoriel	48
3.2.3. Ces résultats sont-ils robustes ?	57
3.3. Pertes de compétitivité dues à l'ETS : une analyse ex post	58
3.3.1. Données et méthode	59
3.3.1. Ciment et clinker	61
3.3.2. Acier	64
3.3.3. Aluminium	67
3.3.4. Conclusion	69
4. Quelle implication des pays en développement dans l'atténuation du changement climatique ?	71
4.1. Introduction	71
4.2. Scénarios	73
4.3. Résultats	75
4.3.1. Les émissions de CO <sub>2</sub> : les approches sectorielles réduisent presque autant les émissions mondiales que le scénario Global_Cap	75
4.3.2. Les approches sectorielles entraînent des pertes de PIB beaucoup plus limitées dans les pays en développement	79
4.3.3. L'impact sur le marché de l'électricité est nettement plus faible avec la subvention à la production	82
4.4. Conclusion	85
5. Conclusion générale et perspectives	87
5.1. Quel regard porter sur le système de quotas européen ?	87
5.2. Quelles perspectives de recherche ?	92
5.2.1. Choix des politiques de réduction des émissions dans un contexte d'incertitude	92
5.2.2. Poursuite du travail sur les "fuites de carbone"	93
Références	95

## Remerciements

J'aimerais exprimer ma gratitude à tous ceux qui m'ont accompagné et soutenu au long de la rédaction de ce mémoire, à commencer par Jean-Charles Hourcade qui m'a poussé depuis des années à l'entreprendre et m'a fait bénéficier de conseils avisés sur une précédente version de ce texte.

Certains travaux présentés ici ont bénéficié de financements du ministère chargé de l'Environnement, du Conseil français de l'énergie, de *ClimateStrategies* et de la Commission européenne, à travers l'action concertée CATEP. Cette dernière, et en particulier son coordinateur Franck Convery, ont contribué à me donner le goût de la recherche sur ce thème.

J'ai surtout bénéficié de la liberté que le CNRS apporte à ses chercheurs, des discussions fructueuses et amicales avec mes collègues du CIRED et de l'ambiance exceptionnelle qui y règne. J'ai également profité de discussions riches avec Olivier Godard, Guy Meunier et Jean-Pierre Ponssard, du Laboratoire d'économétrie de l'Ecole Polytechnique, et avec les membres du Laboratoire de météorologie dynamique (LMD-IPSL), de l'*Öko-Institut*, du Réseau Action Climat France et de son homologue international, le *Climate Action Network*.

La partie 3.2 est issue d'un travail réalisé avec Damien Demailly, alors au CIRED, et le chapitre 4 d'un article coécrit avec Meriem Hamdi-Cherif et Céline Guivarch, du CIRED. La partie 3.3 est issue de travaux antérieurs qui ont bénéficié de discussions avec Richard Baron, Franck Nadaud, Marie-Laure Nauleau, Julia Reinaud et Neil Walker.

*Last but not least*, merci à Delphine pour son soutien et ses encouragements.

## Introduction

Ce mémoire rassemble différents travaux sur les quotas d'émissions échangeables. J'ai abordé ce thème en octobre 1999, après avoir étudié l'économie des déchets ménagers lors de mon DEA, puis l'impact sur l'emploi des politiques environnementales dans le cadre de ma thèse de doctorat. A cette époque, l'importance de cette question avait été en quelque sorte consacrée par le Protocole de Kyoto mais celui-ci n'avait encore été ratifié par aucun pays développé et la perspective d'une mise en place de quotas d'émissions échangeables en Europe apparaissait lointaine au vu des critiques alors exprimées à l'encontre de ce mécanisme par de nombreux dirigeants et représentants des parties prenantes en Europe (Hourcade, 2000). Quelques mois plus tard, en février 2000, la Commission européenne (2000) lançait pourtant, à travers un livre Vert, le processus qui allait aboutir en 2005 à la mise en place du premier système de quotas d'émissions échangeables de gaz à effet de serre significatif<sup>1</sup> dans le monde. J'ai donc eu l'opportunité de poursuivre une recherche sur un thème en constante évolution, marqué par l'apparition progressive de controverses et par des prises de positions marquées, quoi que parfois évolutives, de la part des différents acteurs impliqués.

Dans la rédaction de ce document, j'ai privilégié la cohérence thématique aux dépens de l'exhaustivité. Autrement dit, j'ai laissé de côté celles de mes publications qui ne portent pas sur les quotas d'émission échangeables. Il s'agit en particulier de mes travaux les plus anciens, mais aussi de ceux que j'ai menés sur la variabilité climatique et l'agriculture en Afrique (Blanc et al., 2008, Berg et al., 2009, Leblois et Quirion, 2010, Roudier et al., 2011a, 2011b, Sultan et al., 2009), sur les politiques d'économie d'énergie (Giraudet et Quirion, 2008, Giraudet et al., 2011a, 2011b, Quirion et Hamdi-Cherif, 2007). De même, je n'aborde que rapidement certains travaux sur la compétitivité et les fuites de carbone (Demailly et Quirion, 2006, 2008a, 2008b, Monjon et Quirion, 2010, 2011a, 2011b, Quirion, 2007, 2009).

Au contraire des politiques de protection de l'environnement plus traditionnelles (réglementations, taxes, subventions...), les systèmes de quotas d'émission échangeables ont été inventés par des économistes : Crocker (1966), qui discute de leur application à la pollution de l'air, et Dales (1968) qui propose cet instrument pour limiter la pollution de l'eau. Peut-être pour cette raison, ces systèmes ont fait l'objet d'une grande attention de la part des économistes, comme en témoigne l'impressionnante bibliographie établie par Tietenberg (2008), qui comprend plusieurs centaines de références. On pourrait donc penser que la décision de choisir cette politique de limitation des émissions de gaz à effet de serre, plutôt

---

<sup>1</sup> J'écris "significatif" parce que le Danemark et le Royaume-Uni, ainsi que les firmes Shell et BP, avaient lancé auparavant leurs propres systèmes, d'ampleur beaucoup modeste, et qui ont pris fin depuis ; Cf. Boemare et Quirion (2002) pour une présentation comparée de ces systèmes. Voir aussi Convery (2009) pour un historique du processus qui a conduit au système de quotas européen.

qu'une taxe en particulier, découle de l'analyse économique, et qu'il en est de même des choix essentiels en matière de mise en œuvre du système européen de quotas échangeables.

La réalité est tout autre. Premièrement, les travaux consacrés par les économistes au choix entre taxes et quotas pour limiter les émissions de gaz à effet de serre concluent très majoritairement en faveur des premières. Deuxièmement, une fois le choix fait en faveur d'un système de quotas échangeables, l'un des éléments clés dans la mise en place de ce système en Europe, à savoir le choix entre un plafond d'émission absolu ou proportionnel à la production, a été décidé indépendamment de toute analyse économique. Troisièmement, bien que la question de la "compétitivité" et celle des "fuites de carbone" aient occupé une place centrale dans les débats sur la mise en œuvre puis sur la révision du système de quotas européen, la solution retenue (la distribution gratuite de quotas, indépendamment de la production courante mais en lien avec les capacités de production) ne découle pas d'une analyse économique approfondie.

Ce document synthétise mes principales contributions à ces trois questions : le choix entre taxe et quotas (chapitre 1), celui entre objectifs d'émission absolus et proportionnels à la production (chapitre 2) et celui de l'arbitrage entre le maintien de la compétitivité, l'efficacité économique et la réduction des émissions de gaz à effet de serre (chapitre 3). Enfin, dans le chapitre 4, je discute de la manière dont les quotas échangeables de gaz à effet de serre pourraient s'étendre aux pays en développement, en commençant par une approche sectorielle limitée au secteur électrique.

Une grande partie de ce mémoire se base sur des travaux publiés : Quirion (2010a) pour la section 1.2, Quirion (2004) pour la section 1.3, Quirion (2005) pour le chapitre 2, Quirion (2010c) pour la section 3.1, Demailly et Quirion (2008d) pour la section 3.2 et Hamdi-Cherif et al. (2011a, 2011b) pour le chapitre 4.

# 1. Des taxes ou des quotas pour limiter les émissions de gaz à effet de serre ? Retour sur un débat encore d'actualité

## 1.1. Introduction

S'il est une question qui semble ne pas faire débat, au vu de la seule littérature économique académique, c'est bien celle du choix entre taxes et quotas échangeables pour limiter les émissions de gaz à effet de serre. En s'appuyant sur des applications du modèle analytique de Weitzman (1974), plusieurs contributions ont en effet montré qu'en présence d'incertitude sur le coût des émissions, un instrument qui fixe le prix de la tonne de gaz à effet de serre (comme une taxe) présente une espérance de coût bien plus faible qu'un instrument qui fixe un plafond d'émission de gaz à effet de serre (comme un système de quotas échangeables). Les travaux de Pizer (1999, 2003), Hoel et Karp (2001, 2002), Karp et Zhang (2004) ou encore Newell et Pizer (2003) vont tous dans le même sens. L'argument est le suivant : en espérance, la courbe de coût marginal de réduction des émissions de gaz à effet de serre est, selon les estimations disponibles, plus pentue que celle de la courbe du bénéfice marginal de la réduction de ces émissions. Ce caractère relativement plat (en espérance) de la courbe de bénéfice marginal est dû au fait qu'il s'agit d'une externalité de stock : comme c'est le stock de gaz à effet de serre dans l'atmosphère qui importe et que l'inertie de ce stock est forte, une variation des émissions sur une période de quelques années ne peut avoir que peu d'impact par rapport à l'impact du stock de gaz à effet de serre déjà existant. Certes, il existe certainement des seuils dans la courbe de bénéfice marginal, y compris peut-être des seuils catastrophiques, mais puisque nous ne connaissons pas avec certitude la localisation de ces seuils, la courbe reste relativement plate en espérance (Pizer, 2003)<sup>2</sup>.

Pourtant, c'est au contraire un système de quotas échangeables entre Etats qui a été retenu dans le Protocole de Kyoto en 1997. C'est ensuite un système de quotas échangeables entre entreprises qui a été adopté par l'Union européenne pour les émissions de ses centrales électriques et de son industrie lourde, et plus récemment par dix Etats du Nord-Est des Etats-Unis (*Regional Greenhouse Gas Initiative*, RGGI) et par la Nouvelle-Zélande. Ce sont encore des systèmes de ce type, et non des taxes, qui ont fait l'objet de discussion aux Etats-Unis au niveau fédéral (à travers le projet de loi Waxman-Markey, voté par la chambre des

---

<sup>2</sup> Cependant, comme le note Guesnerie (2008, p. 48-49), considérer une taxe sur les émissions de CO<sub>2</sub> comme un instrument prix au sens de Weitzman est discutable car les politiques climatiques ont un impact difficile à quantifier sur le prix des combustibles fossiles. Si cette incertitude était prise en compte, le coût complet, taxe comprise, de l'utilisation d'une quantité donnée d'énergie fossile deviendrait incertain, même avec une taxe connue avec certitude, ce qui changerait les conclusions d'un modèle à la Weitzman.



représentants mais pas par le Sénat), ainsi qu'au Japon, en Californie et en Australie<sup>3</sup>. Dans le cas du Protocole de Kyoto, ce paradoxe apparent s'explique de plusieurs manières.

- ⇒ D'une part, il existe (en particulier aux Etats-Unis, mais aussi en France, comme on l'a vu avec l'abandon récent du projet de contribution carbone) un réflexe « anti-taxe » qui s'applique aux projets de taxe carbone comme aux autres. Dans ce contexte, un prix du carbone émergeant d'un système de quotas échangeables a pu sembler pouvoir jouer le rôle d'une taxe sans présenter le même caractère sensible. Le récent refus par le Sénat des Etats-Unis de tout système « *cap-and-trade* », rebaptisé « *tax-and-trade* » par ses détracteurs, indique qu'il s'agissait sans doute là d'une illusion.
- ⇒ D'autre part, la plupart des travaux mentionnés ci-dessus n'ont été publiés qu'après la signature du Protocole de Kyoto en décembre 1997 et n'ont donc pas pu éclairer cette décision.
- ⇒ Ensuite, dans un contexte international, les taxes présentent une difficulté particulière : si elles sont payées à une institution supranationale par les Etats, ces derniers doivent trouver un accord sur les règles d'utilisation des recettes, ce qui est forcément difficile ; s'il s'agit de taxes payées par les entreprises et ménages de chaque pays mais coordonnées entre les pays signataires, il faut prendre en compte les différences entre systèmes fiscaux et l'interaction avec les autres taxes et subventions préexistantes. Faute de cela, une égalisation apparente entre les taux de taxe sur le CO<sub>2</sub> appliqués dans les différents pays risque fort d'entraîner des taux de taxe réels différents.
- ⇒ Enfin, les quotas échangeables ont permis d'atteindre un compromis entre les pays qui, comme l'Allemagne, réclamaient des objectifs quantifiés pour les pays développés et ceux qui, comme les Etats-Unis, insistaient sur la flexibilité – même si ce compromis n'était pas le seul possible.

Une fois fait à Kyoto le choix de quotas échangeables entre Etats, s'est posé la question des politiques nationales à adopter dans chaque pays pour respecter le Protocole. Comme nous le verrons à la section 1.2, la littérature économique mentionnée ci-dessus est adaptée au choix entre taxe et quotas au niveau mondial, pas au choix qui s'offre à un pays ou groupe de pays ayant ratifié un accord international type Kyoto. Là encore, la décision publique n'a donc pas pu s'appuyer sur la littérature économique. Plusieurs éléments sont entrés en jeu dans le choix

---

<sup>3</sup> Cf. Dröge et al. (2009) pour une présentation de ces projets. Certes, des taxes sur les émissions de CO<sub>2</sub> ont été mises en œuvre dans les pays scandinaves au début des années 1990, puis au Royaume-Uni et en Allemagne à la fin des années 1990, mais avec beaucoup d'exemptions (NERI et al., 2007). Paradoxalement, alors que depuis dix ans, la recherche en économie a conclu à la supériorité de la taxe sur les quotas, ces derniers semblent supplanter la taxe dans les décisions publiques depuis une dizaine d'année également. Les mises en œuvre récentes de taxes carbone en Suisse et en Irlande constituent des exceptions.

presque général de quotas échangeables plutôt que de taxes. Pour l'Union européenne, les quotas présentaient une supériorité flagrante, de nature institutionnelle : ils pouvaient être adoptés par la procédure de codécision entre Parlement et Conseil avec majorité qualifiée au Conseil, alors qu'en matière de fiscalité (y compris environnementale), les décisions doivent recueillir l'unanimité au Conseil. Cette règle de l'unanimité explique d'ailleurs largement l'échec des propositions de taxe énergie-climat proposées par la Commission européenne au début des années 1990. Cependant, outre cet argument imparable (mais limité au contexte européen), deux autres, beaucoup plus discutables, ont joué ; nous les abordons tour à tour dans la suite de ce texte.

- ⇒ D'une part, beaucoup d'acteurs ont considéré que le choix des quotas échangeables avait déjà été fait à Kyoto, ce qui imposerait *de facto* ce choix au niveau national. Certes, le choix fait à Kyoto n'est bien sûr pas sans conséquence sur celui qui s'offre à un pays engagé par ce Protocole, mais Kyoto n'impose nullement à ses Parties de mettre en œuvre un système de quotas échangeables domestique, comme le souligne Roger Guesnerie (2010). Nous verrons dans la section 1.2 comment la présence d'un système de quotas international de gaz à effet de serre influence le choix entre taxe et quotas au niveau domestique.
- ⇒ D'autre part, les industriels ne voulaient pas payer pour leurs émissions dès la première tonne émise, ce qui se produit dans le cas d'une taxe sans abattement à la base ou de quotas vendus aux enchères. Parce qu'ils peuvent être distribués gratuitement, les quotas échangeables permettraient, mieux que les instruments prix, de limiter les effets distributifs et seraient donc plus acceptables par les firmes. Cette vision des choses explique largement pourquoi, jusqu'au début des années 2000, les industriels intensifs en CO<sub>2</sub> ont à la fois combattu les projets de taxe et, pour certains, soutenu la mise en œuvre de quotas échangeables (bien sûr distribués gratuitement). Si l'on compare une taxe sans abattement à la base et non affectée à des quotas gratuits, il est évident que l'intérêt financier des industriels (plus précisément des actionnaires) va au second terme de l'alternative, mais une telle alternative est beaucoup trop réductrice. Comme le montre la section 1.3, elle néglige la possibilité d'une combinaison taxe-subsidation qui présente le même intérêt que les taxes en matière de robustesse à l'incertitude tout en présentant l'avantage, pour les industriels, de ne pas générer de transfert financier (en espérance, et sur la moyenne des firmes) des entreprises vers l'Etat. Notons que depuis, ce type de combinaison taxe-subsidation a été appliqué aux automobiles neuves, sous la forme du bonus-malus, avec une efficacité environnementale certaine (Friez, 2009).

## **1.2. Choix entre taxe et quotas au niveau national en présence de quotas échangeables internationaux**

### **1.2.1. Contexte**

Considérons un pays (ou un groupe de pays, comme l'Union européenne) qui a ratifié le Protocole de Kyoto et qui doit choisir une politique publique (taxe ou quotas échangeables) pour réduire ses émissions. Les critères de choix sont naturellement nombreux (y compris institutionnels), mais nous nous limitons ici à une dimension importante : le comportement différent de ces deux instruments face à l'incertitude sur le coût de réduction des émissions.

Si ce pays met en œuvre une taxe, il en découle une incertitude sur le niveau de ses émissions. Ces dernières peuvent être supérieures à l'objectif fixé à ce pays par le Protocole de Kyoto, et ce pays devra alors acheter des quotas sur le marché international pour respecter ses engagements. Inversement, ce pays pourra vendre des quotas sur le marché international si ses émissions sont inférieures à son objectif. Ces achats et ces ventes pourraient en particulier avoir lieu pendant la "*true-up period*" encore appelée "*additional period for fulfilling commitments*" définie par l'accord de Marrakech (COP 7, 2001) et qui s'étendra sur cent jours après la validation des inventaires d'émissions de gaz à effet de serre pour 2012. Par la suite, si une deuxième période d'engagement est adoptée, ce pays pourra aussi mettre en réserve ces crédits pour des réductions futures (*banking*). Inversement, il pourra dépasser son plafond et rendre les quotas manquants à la période suivante, plus une pénalité qui s'élève à 30% des quotas manquants, comme le prévoient les accords de Bonn (COP 6 bis, 2001) et Marrakech<sup>4</sup>.

Si au contraire ce pays met en œuvre un système de quotas échangeables, il peut avoir la certitude d'atteindre l'objectif que lui fixe le Protocole, mais le coût marginal de réduction de ces émissions dans ce pays pourra être supérieur ou inférieur au prix des quotas internationaux pendant la *true-up period*.

### **1.2.2. Méthode et données**

Dans cette section, qui s'appuie sur un article publié dans *Energy Policy* (Quirion, 2010a), nous formalisons ce choix à l'aide du cadre proposé par Weitzman (1974). Ici, contrairement au cadre retenu par Pizer (1999) et par les autres auteurs mentionnés dans l'introduction de ce chapitre, le bénéfice de la réduction n'est pas exprimé en terme de gain pour l'environnement, mais de quotas que le pays peut vendre (ou n'a pas à acheter) sur le marché international. Ce

---

<sup>4</sup> Bien que le *borrowing* n'ait pas été retenu officiellement dans le Protocole de Kyoto, le type de sanction retenu par les accords de Bonn et Marrakech (obligation de faire les réductions d'émissions manquantes lors de la période d'engagement suivante avec une pénalité de 30%, soit environ 5% par an) s'apparente à du *borrowing de facto*.

choix peut surprendre un lecteur familier de l'utilisation en économie de l'environnement du cadre proposé par Weitzman, mais rappelons ce cadre n'a pas été développé spécifiquement pour les questions d'environnement – rien n'oblige donc à considérer que le bénéfice doive être environnemental.

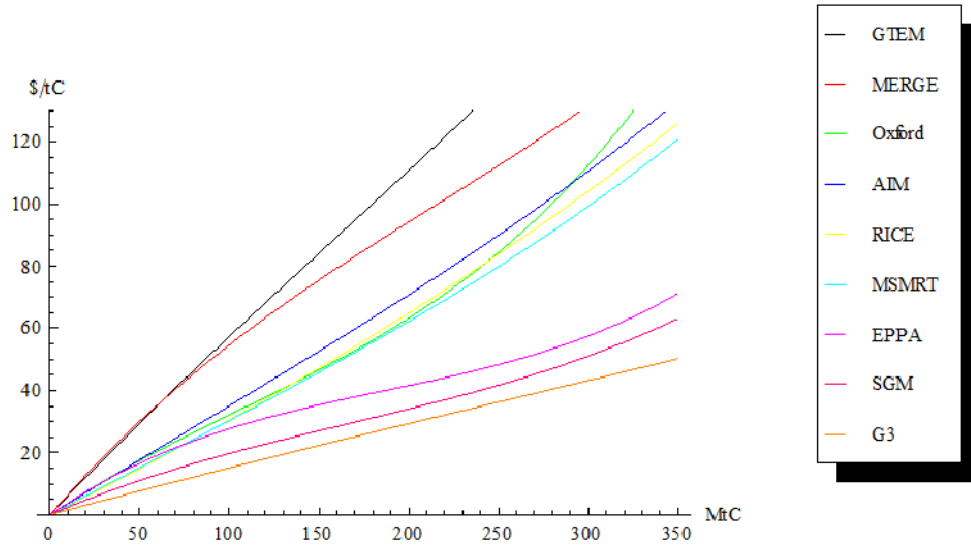
Nous comparons, en terme d'espérance de coût, un instrument prix (une taxe) et un instrument quantité (des quotas domestiques non échangeables sur le marché international)<sup>5</sup>. Nous menons cette analyse pour trois pays ou groupes de pays : l'Union européenne, les Etats-Unis et le Japon. Nous tirons les informations sur les coûts et les bénéfices de la 16<sup>e</sup> étude de l'*EnergyModelling Forum* (EMF 16 dans la suite du texte) publiée dans un numéro spécial de l'*Energy Journal* en 1999 (Weyant et Hill, eds., 1999). Parmi les modèles comparés dans le cadre de l'EMF 16, nous en retenons neuf : AIM, MIT-EPPA, G-Cubed, Abare-GTEM, MERGE3, MS-MRT, le modèle d'Oxford, RICE et SGM. Nous n'avons pas pu retenir les quatre autres modèles comparés dans le cadre de l'EMF 16 car certaines données nécessaires n'étaient pas disponibles.

Nous réalisons des approximations des courbes de coût marginal de réduction des émissions générées par ces modèles, par une procédure similaire à celle de Hourcade et Gherzi (2002). L'étude EMF 16 fournit, pour chaque modèle et chaque pays, trois couples émissions-prix du CO<sub>2</sub><sup>6</sup> ; nous régressons un polynôme d'ordre 3 par les moindres carrés ordinaires sur ces points, ce qui permet d'obtenir une approximation des courbes de coût marginal de réduction de ces neuf modèles pour chaque région. A titre d'exemple, la Figure 1 ci-dessous indique les courbes de coût marginal de réduction des émissions pour les Etats-Unis.

---

<sup>5</sup> Dans la version publiée de ce travail (Quirion, 2010a), nous étudions aussi, pour fournir un point de comparaison, l'instrument "idéal" analysé par Ireland (1977) dans une extension du modèle de Weitzman, qui garantit la réalisation *ex post* de l'optimum.

<sup>6</sup> Ces trois couples correspondent aux situations suivantes : échange international de quotas, échange limité à l'Annexe I, pas d'échange.



**Figure 1. Courbes de coût marginal pour les Etats-Unis, pour les neuf modèles retenus**

Nous supposons une absence de pouvoir de marché, par cohérence avec les estimations de l'EMF 16. Nous considérons aussi que les décideurs sont neutres face au risque : les gouvernements minimisent simplement le coût espéré sous contrainte du respect de leur objectif de Kyoto. Enfin, nous faisons l'hypothèse que la base d'information des décideurs se limite aux neuf modèles de l'EMF 16, avec une même probabilité de réalisation pour chacun des modèles. Pour plus de détails sur la procédure utilisée, cf. Quirion (2010a).

### 1.2.3. Résultats quantitatifs

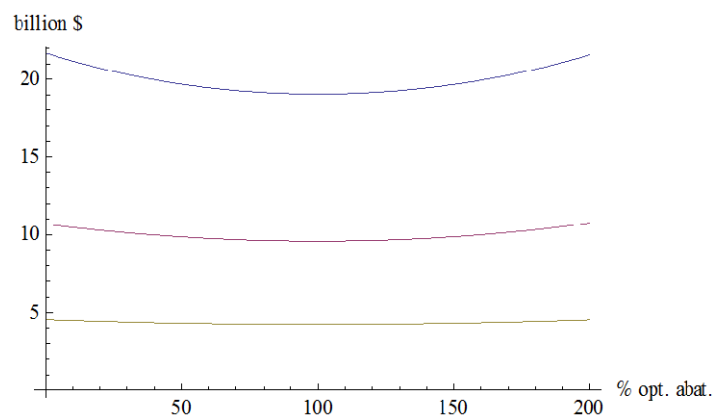
Pour chaque pays, nous calculons tout d'abord l'espérance de coût d'un système de quotas domestique, pour un niveau de réduction donné  $\hat{q}$  :

$$ECQ \equiv \frac{1}{9} \sum_{i=1}^9 \left( \int_0^{\hat{q}} MAC_i(x) dx + p_i^* (BaU_i - \hat{q} - K_i) \right) \quad (1)$$

où  $\hat{q}$  est la réduction des émissions par rapport au scénario tendanciel,  $i \in \{1, 9\}$  représente un modèle,  $MAC_i(x)$  est le coût marginal pour une réduction  $x$ ,  $p_i^*$  est le prix international des quotas<sup>7</sup>,  $BaU_i$  est le montant d'émissions dans le scénario tendanciel (*business-as-usual*) et  $K_i$  est l'objectif fixé par Kyoto, tout cela selon le modèle  $i$ . Cette fonction est un polynôme de

<sup>7</sup> Nous retenons les prix internationaux des quotas qui correspondent au scénario "échange international de quotas" de l'EMF 16, et non au scénario "échange limité à l'Annexe I", car les premiers sont plus en phase avec les estimations des prix réalisées plus récemment.

degré 4 mais admet un minimum unique pour chacun de nos trois pays. A titre d'illustration, la Figure 2 ci-dessous présente cette fonction pour les Etats-Unis.



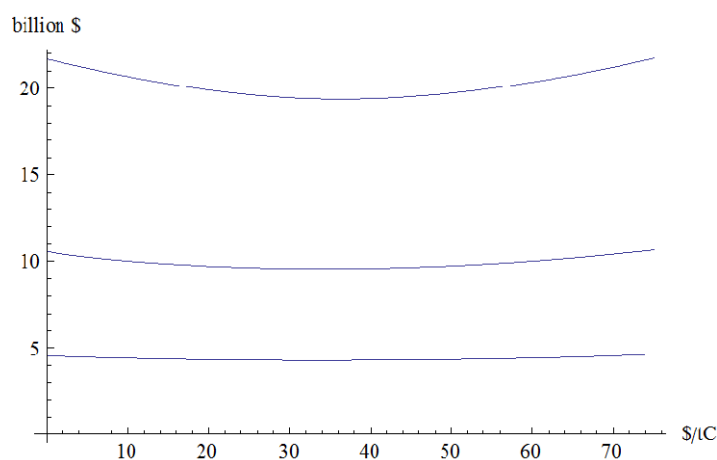
**Figure 2. Espérance de coût net pour une réduction donnée des émissions, en pourcentage de la réduction optimale, en milliards de dollars de 1990.**

Courbe du haut : Etats-Unis; courbe du milieu : Europe occidentale; courbe du bas : Japon

Nous simulons ensuite l'espérance de coût d'une taxe, pour un taux de taxe  $\tilde{p}$  :

$$ECP \equiv \frac{1}{9} \sum_{i=1}^9 \left( \int_0^{h_i(\tilde{p})} MAC_i(x) dx + p_i^* (BaU_i - h_i(\tilde{p}) - K_i) \right) \quad (2)$$

Où  $h_i(\tilde{p})$  est le niveau de réduction d'émissions induit par la taxe, calculé en égalisant le coût marginal de réduction des émissions et la taxe, pour chaque modèle  $i$ . Cette fonction admet également un unique minimum pour chaque pays.



**Figure 3. Espérance de coût en fonction du taux de taxe, en milliards de dollars de 1990.**

Courbe du haut : Etats-Unis; courbe du milieu : Europe occidentale; courbe du bas : Japon

Nous comparons ensuite l'avantage relatif de la taxe (fixée au niveau optimal *ex ante*) par rapport au système de quotas (avec un plafond d'émissions également fixé au niveau optimal *ex ante*), c'est-à-dire le  $\Delta$  dans l'article de Weitzman. Pour les Etats-Unis et le Japon, le système de quotas présente une espérance de coût plus faible. Cet avantage est respectivement de 320 et 50 millions de dollars de 1990, soit 1,7% et 1,1% du coût du système de quotas. En Europe, au contraire, les deux instruments sont à peu près équivalents, avec un avantage de 22 millions de dollars (0.2% du coût du système de quotas) en faveur de la taxe.

Ces résultats (supériorité du système de quotas aux Etats-Unis et au Japon et quasi-égalité en Europe) sont incompatibles avec le modèle de base de Weitzman : puisque nous supposons une absence de pouvoir de marché, notre courbe de bénéfice (le prix des quotas internationaux) est plate, ce qui devrait rendre préférable (et même optimale) la taxe. Cependant, comme nous le montrons dans la section suivante, ces résultats s'expliquent si l'on relâche certaines hypothèses de ce modèle de base.

#### 1.2.4. L'explication des résultats par la corrélation entre coût et bénéfice marginal

Dans la version la plus simple du modèle de Weitzman (1974), le coût marginal de réduction des émissions est le suivant :

$$C_q(q, \alpha) = c_1 + \alpha + c_2(q - \hat{q}) \quad (3)$$

Où  $q$  est la réduction d'émissions,  $\hat{q}$  est l'optimum anticipé,  $c_1$  et  $c_2$  sont des paramètres strictement positifs et  $\alpha$  est une variable aléatoire normalisée de sorte que  $E[\alpha] = 0$ . Le bénéfice marginal de la réduction des émissions est :

$$B_q(q, \beta) = b_1 + \beta - b_2(q - \hat{q}) \quad (4)$$

Où  $b_1$  et  $b_2$  sont des paramètres strictement positifs et  $\beta$  est une variable aléatoire normalisée de sorte que  $E[\beta] = 0$ . Par ailleurs, on suppose pour l'instant que  $\alpha$  et  $\beta$  ne sont pas corrélées. L'auteur dérive ensuite la fonction  $h(p)$  qui décrit la réaction des entreprises à la taxe  $p$ , le taux de taxe optimal  $\tilde{p}$  et l'avantage comparatif de la taxe sur les quotas que nous noterons  $\Delta_1$  :

$$\Delta_1 \equiv E[B(h(\tilde{p})) - C(h(\tilde{p}))] - E[B(\hat{q}) - C(\hat{q})] = \frac{\sigma^2}{2c_2^2}(c_2 - b_2)$$

Où  $\sigma^2$  est la variance de  $\alpha$ .

On voit que  $\Delta_1 > 0$ , autrement dit la taxe est préférable, si et seulement si la courbe de coût marginal de réduction des émissions est plus pentue que la courbe de bénéfice marginal ( $c_2 > b_2$ ). Dans le cas qui nous occupe, puisque la courbe de bénéfice marginal est complètement plate ( $b_2=0$ ), la taxe est toujours préférable. Cependant, deux éléments, déjà présents dans des notes de bas de page de l'article de Weitzman puis développés dans la littérature par la suite, modifient cette conclusion.

Tout d'abord, l'incertitude peut porter sur les pentes, et pas seulement sur les positions, des courbes de coût et bénéfice marginal.

$$C_q(q, \alpha, f) = c_1 + \alpha + \frac{c_2}{f}(q - \hat{q}) \quad (5)$$

$$B_q(q, \beta, g) = b_1 + \beta - \frac{b_2}{g}(q - \hat{q}) \quad (6)$$

Où  $f$  et  $g$  sont deux variables aléatoires normalisées de sorte que  $E[f] = E[g] = 1$ . Weitzman suppose que les quatre variables aléatoires ne sont pas corrélées.

L'avantage comparatif des taxes sur les quotas est maintenant :

$$\Delta_2 = \frac{\sigma^2}{2c_2^2} (c_2 - (1 + \delta^2)b_2)$$

Où  $\delta^2$  est la variance de  $f$ . Une variance plus élevée favorise en général les quotas sur les taxes, mais n'a aucun effet dans notre cas particulier, puisque nous avons  $b_2=0$ .

Ensuite, on peut avoir une corrélation entre  $\alpha$  et  $\beta$ . Dans ce cas, en l'absence d'incertitude sur les pentes, l'avantage relatif de la taxe devient, sans incertitude sur les pentes :

$$\Delta_3 = \frac{\sigma^2}{2c_2^2} \left( \left( 1 - 2 \frac{\sigma_{BC}}{\sigma^2} \right) c_2 - b_2 \right)$$

et, avec en plus incertitude sur les pentes (mais pas de corrélation entre les variables aléatoires hormis entre  $\alpha$  et  $\beta$ ) :

$$\Delta_4 = \frac{\sigma^2}{2c_2^2} \left( \left( 1 - 2 \frac{\sigma_{BC}}{\sigma^2} \right) c_2 - (1 + \delta^2)b_2 \right)$$

Où  $\sigma_{BC}$  est la covariance entre  $\alpha$  et  $\beta$ . Une covariance positive (négative) réduit (accroît) l'avantage des taxes sur les quotas. Les calculs de Stavins (1996) suggèrent qu'il est plus probable que cette covariance fasse basculer le choix de l'instrument optimal en faveur des quotas qu'en faveur des taxes. Dans le cas particulier qui nous concerne, avec  $b_2=0$  et  $c_2>0$ , le



système de quotas est préféré si la corrélation entre coût et bénéfice marginal est positive et suffisamment importante, plus précisément si et seulement si :

$$\sigma_{BC} > \frac{\sigma^2}{2} \quad (7)$$

Avec d'autres corrélations entre les variables aléatoires, il devient difficile d'obtenir des résultats simples à interpréter. Yohe (1977) étudie graphiquement l'effet de la corrélation entre  $\alpha$  et  $f$ , en négligeant les autres corrélations. Il conclut qu'une corrélation positive (négative) entre  $\alpha$  et  $f$ , favorise les quotas (les taxes). Analytiquement, la formule exprimant l'avantage relatif des taxes sur les quotas devient complexe, même en supposant une absence d'incertitude sur la pente de la courbe de bénéfice marginal :

$$\Delta_5 = E \left[ \frac{f \alpha^2}{2c_2} + \frac{b_2^2 f^2 \alpha \sigma_{f\alpha}}{c_2^2 (b_2 + c_2)} + \frac{b_2 f \beta \sigma_{f\alpha}}{c_2 (b_2 + c_2)} - \frac{b_2 f^2 \alpha^2}{2c_2^2} - \frac{f \alpha \beta}{c_2} \right] - \frac{b_2^2 (c_2 + b_2 (1 + \delta)^2) \sigma_{f\alpha}^2}{2c_2^2 (b_2 + c_2)^2}$$

Dans notre cas particulier, avec  $b_2=0$ , nous débouchons heureusement sur une expression beaucoup plus simple :

$$\Delta_6 = E \left[ \frac{f \alpha^2}{2c_2} - \frac{f \alpha \beta}{c_2} \right].$$

Le premier terme est positif ; il reflète la supériorité de la taxe dans le modèle simple de Weitzman lorsque la courbe de bénéfice est plate. Le second peut être positif ou négatif, selon que la corrélation entre coût et bénéfice marginal est elle-même positive ou négative.

Parmi les mécanismes développés ci-dessus, lesquels expliquent les résultats de la section 1.2.3 ? Pour répondre à cette question, nous avons estimé des courbes de coût et de bénéfice marginal linéaires autour de l'optimum anticipé, en choisissant ce dernier comme le niveau d'émissions moyen dans le scénario "échange international de quotas " de l'EMF 16. Nous avons alors calculé les paramètres et variables aléatoires pour les équations (5) et (6) ci-dessus. Le tableau 1 ci-dessous indique l'avantage comparatif des taxes sur les quotas selon les simulations de la section 1.2.3, ainsi que selon les diverses approximations linéaires que nous avons passées en revue dans la section 1.2.4.

	Simulations de la section 1.2.3, avec les courbes non linéaires	Approximations linéaires de la section 1.2.4		
		Pas de corrélation coût-bénéfice ( $\Delta_1 = \Delta_2$ )	Corrélation coût-bénéfice ( $\Delta_3 = \Delta_4$ )	Corrélation coût-bénéfice-pente ( $\Delta_5 = \Delta_6$ )
U.S.	-319	624	-132	-402
Europe	15	278	209	-14
Japon	-51	124	-72	-60

**Tableau1. Avantage comparatif des taxes sur les quotas dans les simulations et les diverses approximations linéaires**(en millions de dollars US de 1990)

La formule standard  $\Delta_1$  (égale à  $\Delta_2$  avec notre courbe de bénéfice plate), qui ne prend pas en compte les corrélations entre les variables aléatoires, conclue naturellement à la supériorité des taxes, et aboutit à un résultat très éloigné de celui des simulations de la section 1.2.3, indiquées dans la colonne de gauche du tableau 1.  $\Delta_3$  (égal à  $\Delta_4$  avec notre courbe de bénéfice plate) conclut toujours en faveur du même instrument que les simulations, même si, pour les Etats-Unis et l'Europe, cette approximation est largement biaisée en faveur de l'instrument prix. Enfin,  $\Delta_5$  (égal à  $\Delta_6$  avec notre courbe de bénéfice plate) se rapproche le plus du  $\Delta$  calculé avec les simulations du paragraphe 1.2.3 pour l'Europe et les Etats-Unis, mais pas pour le Japon. L'écart qui subsiste est dû à la non-linéarité des courbes de coût marginal de réduction des émissions dans les simulations de la section 1.2.3.

Globalement, il s'avère que le mécanisme qui domine est la corrélation positive entre coût et bénéfice marginal, qui est élevée par rapport à la variance du coût marginal : l'inégalité (7) ci-dessus est vérifiée, sauf pour l'Europe de l'ouest (tableau 2 ci-dessous).

	Etats-Unis	Europe de l'Ouest	Japon
$\sigma_{BC}$	162	28	335
$\sigma^2/2$	134	158	220

**Tableau2. Effet "corrélation entre coût et bénéfice" contre effet "pente des courbes"**

La corrélation positive entre coût et bénéfice s'explique de la manière suivante : si un modèle est "optimiste" pour un pays, dans le sens où il prévoit un coût de réduction des émissions relativement faible dans ce pays, il l'est en général aussi dans les autres pays, d'où un prix international des quotas relativement faible. Intuitivement, si le coût des techniques qui permettent de réduire les émissions de gaz à effet de serre est plus faible ou plus élevé qu'anticipé, cela sera probablement vrai dans tous les pays en même temps du fait de la diffusion internationale des techniques. Le mécanisme par lequel la corrélation entre coût et bénéfice modifie le résultat du modèle de Weitzman est connu depuis longtemps (cf. en particulier Stavins, 1996), mais n'avait pas jusqu'à présent trouvé beaucoup d'applications. Dans le contexte que nous présentons ici, en revanche, il s'avère crucial.

### **1.3. Les quotas échangeables sont-ils plus "acceptables" par les entreprises ?**

#### **1.3.1. Contexte**

S'il est une constante dans le lobbying des industries intensives en CO<sub>2</sub> et en énergie, c'est bien la lutte contre les politiques climatiques qui génèrent des transferts depuis ces firmes vers l'Etat, à savoir les taxes et les quotas vendus aux enchères. Ces entreprises ont réussi sans peine à faire endosser leur position par les instances représentatives des entreprises dans leur ensemble (CNPF puis MEDEF en France, UNICE puis *Business Europe* dans l'Union européenne), par le ministère en charge de l'Industrie, la DG Entreprises et le gouvernement français (sauf, dans ces deux derniers cas, pour le secteur électrique). Cette mobilisation explique largement l'échec des projets de taxe sur l'énergie et/ou les émissions de gaz à effet de serre en France (le projet de TGAP énergie, censuré en décembre 2000 par le Conseil constitutionnel, puis celui de contribution carbone, censuré en décembre 2009 par le même Conseil), en Europe (les propositions de la Commission européenne au début des années 1990) et aux Etats-Unis (la *Btu tax* proposée par Bill Clinton et Al Gore au début de leur mandat, puis enterrée suite à la large victoire des Républicains aux élections de mi-mandat en 1994). Elle explique aussi pourquoi la révision de l'ETS dans le cadre du paquet climat énergie européen en décembre 2008 a maintenu la distribution gratuite des quotas pour la grande majorité de l'industrie manufacturière.

Face à la menace d'une taxe, l'idée d'un système de quotas échangeables apparaissait, pour ces lobbys industriels, comme un utile contre-feu, et comme un moindre mal. Cela n'était vrai, bien sûr, qu'à condition que les quotas soient distribués gratuitement et non vendus aux enchères, mais ces entreprises se pensaient suffisamment en position de force pour gagner les arbitrages sur ce point, d'ailleurs avec raison, au moins à court et moyen terme. Du coup s'est imposée l'idée que la taxe était politiquement condamnée alors que les quotas échangeables,

pourvu qu'ils soient distribués gratuitement, pouvaient s'imposer en bénéficiant d'une moindre opposition, voire d'un soutien, de la part des industries intensives en énergie et en CO<sub>2</sub><sup>8</sup>.

Présentée de cette manière, cette idée n'est guère contestable. Certes, il est admis qu'à cause des distorsions préexistantes, des quotas distribués gratuitement génèrent un coût total plus élevé qu'une taxe ou que des quotas aux enchères, si les recettes de la taxe ou de la vente des quotas sont utilisées de manière optimale (Cf. par exemple Goulder, 1995). Cependant, le surcoût des quotas gratuits est répercuté sur une multitude d'agents, de plus de manière relativement indirecte donc peu visible, ce qui rend difficile une mobilisation de ces perdants potentiels. Au contraire, le coût d'une taxe sur les émissions de CO<sub>2</sub> ou sur les consommations d'énergie de l'industrie est concentré sur quelques entreprises qui ne manqueront pas de s'opposer à la mise en œuvre de cette mesure, comme l'histoire récente l'a montré. On trouve ici une nouvelle confirmation de la pertinence de l'argument d'Olson (1965).

Cette manière de présenter les choses néglige pourtant une option tout à fait réalisable : la possibilité d'une combinaison taxe-subsidation, qui présente les mêmes caractéristiques que les taxes en matière de robustesse à l'incertitude tout en présentant l'avantage, pour les industriels, de ne pas générer de transfert financier (en espérance) des entreprises vers l'Etat. Mumy (1980) et Pezzey (1992) ont proposé une telle option, baptisée par ce dernier *charge-subsidy scheme* et ont conclu, à juste titre, que le choix entre taxe et quotas ne devait pas se baser sur cette question d'acceptabilité, mais sur des critères d'efficacité. Pezzey conclut que ce choix doit se faire en particulier selon le critère de Weitzman. Comme nous allons le voir, cependant, ce critère doit être modifié pour tenir compte des distorsions préexistantes dans l'économie.

Dans cette section, nous décrivons tout d'abord ce mécanisme de combinaison taxe-subsidation (section 1.3.2). Nous présentons ensuite le modèle utilisé (1.3.3) et nous supposons ensuite que les firmes empêchent l'adoption de politiques publiques qui leur causent, en espérance, une perte supérieure à un certain seuil (1.3.4). Nous comparons, dans ce cadre, la combinaison taxe-subsidation à un système de quotas partiellement gratuits.

### **1.3.2. La combinaison taxe-subsidation**

La combinaison taxe-subsidation (ma traduction de *charge-subsidy scheme*, le terme utilisé par Pezzey, 1992) constitue un instrument de politique publique dans lequel la firme verse à l'Etat un montant, positif ou négatif,

---

<sup>8</sup>Baumol et Oates (1988, pp. 178-9) écrivent ainsi dans leur manuel d'économie de l'environnement : "Although a system of effluent charges will reduce total abatement costs, it will impose a new financial burden, the tax bill itself, on polluting firms. [...] However, there is an alternative that gets around the problem: a permit system can be initiated through a *free* initial distribution of the permits among current polluters."

$$p(Z - Z_B) \quad (8)$$

où  $p$  est le taux de taxe ou de subvention,  $Z$  le niveau de pollution, et  $Z_B$  (B pour *baseline*) la part d'émissions gratuites (pour reprendre l'expression de Pezzey et Jotzo, 2010). Si la firme émet plus que  $Z_B$ , elle paye une taxe sur les émissions au-delà de l'abattement à la base  $Z_B$  ; dans le cas contraire, elle reçoit une subvention. Le projet de TGAP énergie, proposé en France en 2000 et censuré par le Conseil constitutionnel, avait une forme proche. Le bonus-malus automobile en vigueur en France depuis janvier 2008 s'en rapproche, quoi que l'assiette n'en soit pas les émissions réelles, mais une estimation des émissions des voitures sur un cycle d'utilisation normalisé, et qu'il comporte des seuils au lieu de retenir une progression continue.

### 1.3.3. Le modèle

Comme Weitzman (1974), et comme dans la section 1.2.4 ci-dessus, nous utilisons des approximations quadratiques pour mesurer le coût et le bénéfice de la réduction des émissions. Cependant, nous n'utilisons pas des approximations locales des courbes de coût et de bénéfice marginal, mais recourrons à des courbes valides pour tous les niveaux d'émission<sup>9</sup>. Nous ne perdons cependant pas en généralité par rapport à Weitzman (1974), car comme l'a souligné Malcomson (1978), Weitzman raisonne comme si ses approximations étaient de "vraies" courbes de coût et bénéfice marginal, valides sur tout l'intervalle d'émissions pertinent.

Le coût privé de réduction des émissions est parfaitement connu des entreprises, mais inclut, pour les autorités, une variable aléatoire  $\theta$ , normalisée de sorte que  $E[\theta] = 0$  :

$$C(q, \theta) = c_0 + (c_1 + \theta)q + \frac{c_2}{2}q^2 \quad (9)$$

Où  $q$  représente la réduction des émissions et  $c_i > 0 \quad \forall i \in \{0, 1, 2\}$ . Depuis (9) :

$$C_q(q, \theta) = c_1 + \theta + c_2 \cdot q \quad (10)$$

Le bénéfice est aussi tiré de Weitzman (1974) sauf qu'il est connu avec certitude<sup>10</sup> :

$$B(q) = b_0 + b_1 \cdot q - \frac{b_2}{2}q^2 \quad (11)$$

---

<sup>9</sup> L'important est que ces courbes soient valides entre le niveau d'émission dans le scénario BaU et le niveau d'émission entraîné par celui de nos instruments de politique publique qui entraîne les émissions les plus faibles. Peu importe qu'elles ne le soient pas pour des niveaux d'émission encore inférieurs.

<sup>10</sup> En effet, l'incertitude sur le bénéfice n'importe que si elle est corrélée à l'incertitude sur le coût (cf. Stavins, 1996, et la section 1.2.4 ci-dessus), un point qui ne nous intéresse pas ici.

Où  $b_i > 0 \quad \forall i \in \{0, 1, 2\}$ . Depuis (11) :

$$B'(q) = b_1 - b_2 \cdot q \quad (12)$$

Dans le modèle de Weitzman, qui se situe en *first best*, l'Etat maximise le bien-être espéré  $E[B(q) - C(q, \theta)]$ . Comme l'ont montré Sandmo (1975) et, plus récemment, la littérature sur le double dividende, cette formule n'est valide que quand des taxes forfaitaires (*lump-sum*) sont disponibles pour financer les dépenses publiques. Sinon, ces dernières sont financées par des taxes distorsives et le coût de la réduction des émissions, en comparaison du coût en *first-best*, est à la fois :

- ⇒ Accru par l'interaction entre les taxes distorsives préexistantes et la politique environnementale (*tax-interaction effect*) ; une explication intuitive est qu'à cause de la distorsion, tous les biens publics deviennent plus coûteux à produire, y compris la protection de l'environnement.
- ⇒ Réduit si les recettes de la taxe environnementale ou des ventes de quotas aux enchères sont utilisées pour réduire les taxes distorsives préexistantes (en Europe, dans la plupart des études, il s'agit de réduire les prélèvements qui portent sur les revenus du travail).

Si le second effet l'emporte sur le premier, les interactions d'équilibre général réduisent le coût de la politique environnementale. Il existe alors un double dividende au sens de Parry (1995)<sup>11</sup>. Ce cas peut survenir dans certaines circonstances, en particulier :

- ⇒ Si les taxes sur le travail sont trop élevées, par rapport à une situation de taxation optimale "à la Ramsey" et si une part significative du coût de la taxe ou du système de quotas est payée par des non-salariés. Dans ce cas, une taxe carbone permet de reporter une partie de la charge fiscale sur des revenus qui ne proviennent pas du travail, comme les rentes immobilières ou foncières ou les revenus de transfert (Combet et al., 2009).
- ⇒ En cas de chômage involontaire et de rigidités nominales sur le marché du travail, qui empêcheront les salaires de s'ajuster suite à la baisse du pouvoir d'achat causé par la taxe.
- ⇒ Si la baisse de la consommation d'énergie fossile réduit les rentes des producteurs.
- ⇒ Si le caractère pro-cyclique des taxes sur l'énergie, comparé aux taxes sur le travail, est pris en compte (Hélioui, 1997).

Si les taxes forfaitaires ne sont pas disponibles pour financer les dépenses publiques, les instruments qui ne rapportent pas de recettes publiques (quotas gratuits, ou combinaison taxe-subsidation dans laquelle les recettes sont, en espérance, égales aux dépenses) sont toujours

---

<sup>11</sup> Si en outre le coût de réduction des émissions est négatif, on a un double dividende fort dans la terminologie de Goulder (1995).

plus coûteux que ceux qui en rapportent (taxes et quotas aux enchères). En effet, les premiers ne bénéficient pas du *revenue-recycling effect*, mais souffrent autant que les seconds du *tax-interaction effect*<sup>12</sup>. Soulignons que cette supériorité des taxes et des quotas aux enchères (le double dividende au sens faible, dans la terminologie de Goulder), n'est pas contestée dans la littérature économique, à ma connaissance.

A l'aide d'un modèle où les courbes de demande, d'offre et de coût marginal sont linéaires, où le travail est le seul facteur de production, et où une taxe sur le travail constitue la seule taxe préexistante, Goulder et al. (1999, p. 341) montrent qu'il n'y a pas de double dividende au sens fort. Dans ce cadre, pour une taxe ou des quotas vendus aux enchères, le ratio entre le coût qui prend en compte les interactions d'équilibre général et le coût privé (égal au coût en *first-best*) est égal au coût marginal des fonds publics obtenus avec la taxe préexistante, noté  $\mu \geq 1$ . Nous adoptons ce cadre d'analyse et prenons ce résultat comme hypothèse dans ce chapitre. Graphiquement, comme le montre Parry (1995, Figure 2) la courbe de coût marginal (en équilibre général) est plus élevée qu'en l'absence de distorsion préexistante.

En plus de ce coût d'équilibre général  $\mu.C(q, \theta)$  pour des instruments qui rapportent des recettes publiques, un système de quotas gratuits ou une combinaison taxe-subsidation entraîne un coût supplémentaire dû au transfert  $(\mu - 1)p.Z_B$ , où  $Z_B$  est la part d'émissions gratuites (cf. équation 8) et  $p$  est le prix des quotas ou le taux de la taxe. En effet, un système de quotas gratuits ou une combinaison taxe-subsidation peuvent s'analyser comme la combinaison d'un système de quotas aux enchères (ou d'une taxe) et d'un transfert forfaitaire de l'Etat vers les firmes soumises à la politique environnementale. Ce transfert a un coût, proportionnel au coût marginal des fonds publics, puisqu'il doit être financé par la taxe préexistante. Par conséquent, le bien-être espéré, qui constitue l'objectif de l'Etat, devient :

$$E[B(q) - \mu.C(q, \theta) - (\mu - 1)p.Z_B]$$

Dans un article publié dans *Environmental and Resources Economics* (Quirion, 2004) nous comparons dans ce cadre les quotas aux enchères à la taxe, et les quotas gratuits à une combinaison taxe-subsidation neutre (en espérance) pour le budget public. Ici nous ne reprenons que la dernière partie de cet article, en supposant que l'industrie soumise à la politique environnementale a suffisamment de pouvoir de lobbying pour empêcher l'adoption

---

<sup>12</sup> En fait, les instruments qui limitent le ratio émissions / production (comme les quotas échangeables alloués proportionnellement à la production, cf. section 3.2 ci-dessous), et non directement les émissions, ne souffrent pas du *tax-interaction effect* et peuvent donc, en présence de distorsions préexistantes, présenter un coût inférieur aux quotas gratuits distribués indépendamment de la production (Goulder, 1999). Reste qu'ils présentent quand même un coût supérieur à celui d'une taxe ou de quotas échangeables dont les recettes seraient utilisées de manière optimale, car ils incitent trop peu à réduire la production des biens intensifs en gaz à effet de serre, pour un niveau donné d'émission agrégé (cf. section 3.2 ci-dessous).

d'une politique publique, et qu'elle le fait si cette politique génère pour elle une espérance de coût supérieure à un niveau exogène  $M$ . L'Etat fait maintenant face à la contrainte d'acceptabilité suivante :

$$E[C(q, \theta)] + E[p(Z_0 - q - Z_B)] \leq M \quad (13)$$

$Z_0$  désigne le niveau des émissions en l'absence de politique de réduction de ces émissions. Nous ne présentons ici que le cas où cette contrainte joue (dans le cas où elle ne joue pas, l'Etat choisit des quotas entièrement aux enchères ou une taxe simple ; cf. Quirion, 2004). L'Etat choisit le plus faible niveau de transfert  $Z_B$  qui satisfasse l'inégalité (13), d'où :

$$E[p.Z_B] = E[C(q, \theta) + p(Z_0 - q) - M]$$

L'Etat maximise donc :

$$E[B(q) - \mu.C(q, \theta) - (\mu - 1)(C(q, \theta) + p(Z_0 - q) - M)]$$

Autrement dit, il maximise, en espérance, le bénéfice environnemental moins le coût de réduction des émissions multiplié par le coût marginal des fonds publics, moins le coût des transferts sous forme de part d'émissions gratuite.

#### 1.3.4. Comparaison des instruments prix et quantités sous contrainte d'acceptabilité politique

Dans le cas d'un système de quotas échangeables, le plafond d'émissions optimal est obtenu par la condition du 1<sup>er</sup> ordre :

$$B'(\hat{q}) = (2\mu - 1)E[C_q(\hat{q}, \theta)] + (\mu - 1)E[p_{\hat{q}}(\hat{q}, \theta)Z_0 - p(\hat{q}, \theta) - p_{\hat{q}}(\hat{q}, \theta)q] \quad (14)$$

Le prix des quotas est égal au coût marginal de réduction des émissions :

$$p(\hat{q}, \theta) = C_q(\hat{q}, \theta) \quad (15)$$

D'où, par (10), (12), (14) et (15) :

$$\hat{q} = \frac{b_1 - \mu.c_1 - (\mu - 1)c_2.Z_0}{b_2 + c_2} \quad (16)$$

D'où, par (10), (15) et (16) :

$$p(\hat{q}, \theta) = c_1 + c_2 \frac{b_1 - \mu.c_1 - (\mu - 1)c_2.Z_0}{b_2 + c_2} + \theta$$

Pour  $\mu = 1$  (pas de distorsion préexistante), on retrouve les résultats de Weizman (1974). Pour  $\mu > 1$ , le plafond d'émissions optimal (16) est inférieur à ce qu'il est en *first-best*, et il en est



de même du prix des quotas. En effet, d'une part la distorsion préexistante accroît le coût de la politique environnementale ; d'autre part, pour satisfaire la contrainte (13), chaque augmentation de l'objectif environnemental doit se traduire par un transfert supplémentaire.

Si l'Etat choisit une combinaison taxe-subsidation, il va chercher le taux de taxe  $\tilde{p}$  qui maximise l'espérance de surplus étant donnée la fonction de réaction  $h(p, \theta)$  :

$$\tilde{p} = \arg \max_p E \left[ B(h(\tilde{p}, \theta)) - \mu C(h(\tilde{p}, \theta), \theta) - (\mu - 1) (C(h(\tilde{p}, \theta), \theta) + \tilde{p}(Z_0 - h(\tilde{p}, \theta) - M)) \right]$$

La condition du premier ordre est :

$$E \left[ B'(h(\tilde{p}, \theta)) h_p(\tilde{p}, \theta) \right] = (2\mu - 1) E \left[ C_q(h(\tilde{p}, \theta), \theta) h_p(\tilde{p}, \theta) \right] + (\mu - 1) (Z_0 - h(\tilde{p}, \theta) - h_p(\tilde{p}, \theta) \tilde{p})$$

Et la fonction de réaction, déduite de la courbe de coût marginal et de l'égalisation du coût marginal (10) à la taxe, est :

$$h(\tilde{p}, \theta) = \frac{\tilde{p} - c_1 - \theta}{c_2}$$

D'où la taxe optimale :

$$\tilde{p} = \frac{b_2 \cdot c_1 + c_2 (b_1 - (c_1 + c_2 \cdot Z_0)(\mu - 1))}{b_2 + c_2}$$

Et la réduction d'émissions qui en découle :

$$h(\tilde{p}, \theta) = \frac{b_1 \cdot c_2 - b_2 \cdot \theta - c_2 (\theta + c_2 \cdot Z_0 (\mu - 1) + c_1 \cdot \mu)}{c_2 (b_2 + c_2)}.$$

Les deux instruments fournissent, en espérance, les mêmes prix et les mêmes niveaux de réduction d'émissions :

$$E[h(\tilde{p}, \theta) - \hat{q}] = 0$$

$$E[\tilde{p} - p(\hat{q}, \theta)] = 0$$

Comme dans le modèle de Weitzmande base, l'instrument prix entraîne, en espérance, à la fois un plus faible gain environnemental et un plus faible coût (privé) :

$$E\left[B(h(\tilde{p}, \theta)) - B(\hat{q})\right] = -\frac{b_2 \sigma^2}{2c_2^2} \leq 0 \quad (17)$$

$$E\left[C(h(\tilde{p}, \theta), \theta) - C(\hat{q}, \theta)\right] = -\frac{\sigma^2}{2c_2} \leq 0 \quad (18)$$

En espérance, l'instrument prix entraîne un transfert plus faible :

$$E\left[C(h(\tilde{p}, \theta), \theta) + (Z_0 - h(\tilde{p}, \theta))\tilde{p} - M - C(\hat{q}, \theta) - (Z_0 - \hat{q})p(\hat{q}, \theta) + M\right] = -\frac{\sigma^2}{2c_2} \leq 0$$

En effet, puisque l'espérance de coût est plus élevée pour les firmes avec l'instrument quantité (cf. équation 18), l'Etat doit alors consentir un transfert plus élevé (sous forme de part d'émissions gratuites) avec cet instrument qu'avec l'instrument prix. La différence entre les instruments, en terme de surplus total, est la suivante :

$$\begin{aligned} \Delta &\equiv E\left[B(h(\tilde{p}, \theta)) - \mu C(h(\tilde{p}, \theta), \theta) \right. \\ &\quad \left. - (\mu - 1)(C(h(\tilde{p}, \theta), \theta) + (Z_0 - h(\tilde{p}, \theta) - M)\tilde{p})\right] \\ &\quad - E\left[B(\hat{q}) - \mu C(\hat{q}, \theta) - (\mu - 1)(C(\hat{q}, \theta) + (Z_0 - \hat{q} - M)p(\hat{q}, \theta))\right] \\ &= \frac{\sigma^2((2\mu - 1)c_2 - b_2)}{2c_2^2} \end{aligned} \quad (19)$$

Pour  $\mu = 1$  (pas de distorsion préexistante), on retrouve le résultat de Weizman ( $\Delta_1$  dans le chapitre précédent). La distorsion préexistante renforce l'avantage comparatif de l'instrument prix par rapport à l'instrument quantité. Quantitativement, la fourchette des estimations du coût marginal des fonds publics est très large ; Goulder et al. (1999) estiment, pour les Etats-Unis, le paramètre  $\mu$  à 1,27. Une telle valeur implique que même si la courbe de bénéfice marginal est 50% plus pentue que la courbe de bénéfice marginal, l'instrument prix est préférable, d'après l'équation (19).

#### **1.4. Conclusions sur le choix entre taxe et quotas échangeables**

La question du choix entre taxe et quotas échangeables pour lutter contre le changement climatique n'est pas derrière nous. D'une part, au niveau international se négocie actuellement le régime à appliquer après 2012, c'est-à-dire après la fin de la première période d'engagement

de Kyoto. Dans l'hypothèse optimiste où un accord serait trouvé, il n'est pas certain qu'il reprenne l'architecture du Protocole de Kyoto, en particulier le choix de quotas plutôt que d'une taxe. Par ailleurs, certains auteurs comme Hourcade et Gherzi(2002) et plus récemment Philibert (2009) ainsi que Burtraw et al. (2010) ont proposé d'instaurer un prix plafond et un prix plancher, rapprochant ainsi le système de quotas internationaux d'une combinaison taxe-subsidation telle qu'analysée à la section 1.3 ci-dessus. Roberts et Spence (1976) avaient auparavant montré l'intérêt de cette option à l'aide d'un modèle analytique. Enfin, si dans l'Union européenne le choix a été fait en faveur d'un système de quotas pour la production d'électricité, l'industrie lourde et depuis peu l'aviation, ce choix reste ouvert pour les autres secteurs.

Nous avons vu à la section 1.2 que pour un pays qui a ratifié le Protocole de Kyoto, l'incertitude sur le coût de réduction des émissions, et la probable corrélation de cette incertitude entre pays, constituait une justification possible au choix des quotas plutôt que des taxes. Cependant, dans cette section, nous avons comparé des politiques couvrant l'ensemble des émissions du pays, et non un sous-ensemble de ces émissions comme le fait le système de quotas européen. L'analyse présentée section 1.2 ne saurait donc être directement utilisable pour évaluer la pertinence du choix entre un tel système et une taxe, d'autant que Mandell (2008) a montré depuis, dans un modèle à la Weitzman, qu'il pouvait être préférable, en présence d'incertitude sur le coût de réduction des émissions, de soumettre une partie des émissions à un instrument prix et une autre à un instrument quantité<sup>13</sup>.

L'analyse présentée section 1.3 démonte quant à elle un mauvais argument utilisé en faveur des quotas et contre les taxes : celui selon lequel les quotas seraient forcément plus acceptables par les industriels couverts par le système. Nous avons considéré que ces derniers mobilisent leur capacité d'influence pour empêcher la mise en œuvre de politiques publiques qui leur imposeraient une espérance de coût supérieure à un certain seuil, ce qui oblige l'Etat à des transferts sous forme de quotas gratuits ou de réductions forfaitaires de taxes. Dans ce cadre, nous montrons qu'un instrument quantité requiert un transfert vers les industriels plus élevé, sous forme de quotas gratuits, qu'un instrument prix, sous forme de réductions forfaitaires de taxes. Sachant qu'à peu près tous les systèmes de quotas échangeables ont initialement comporté une distribution majoritairement gratuite des quotas afin d'éviter un blocage de la part des assujettis (Boemare et Quirion, 2002), cette conclusion reste tout à fait d'actualité. Ceci dit, on peut considérer, avec Guesnerie (2010, p. 46), que la part gratuite des

---

<sup>13</sup> Intuitivement, le mécanisme est le suivant : si le coût marginal de réduction des émissions est plus élevé que prévu, les émissions seront trop élevées avec les quotas et pas assez avec la taxe. Ces deux erreurs se compensent donc en partie, ce qui, pour certaines valeurs des paramètres, peut plus que compenser l'inefficacité due à la différence de coût marginal de réduction des émissions entre les secteurs couverts par la taxe et ceux couverts par les quotas.

émissions est plus facilement remise en cause dans le cas d'une taxe que dans le cas d'un système de quotas échangeables : dans le premier cas, elle prend la forme d'un abattement de taxe à la base, modifiable à chaque loi de finances, tandis que dans le second, elle peut apparaître plus liée à la politique environnementale.

Naturellement, ce chapitre n'épuise pas le débat entre taxes et quotas, qui fait entrer en compte bien d'autres considérations. Nous reviendrons donc sur cette question dans la conclusion générale.

## **2.Desobjectifs d'émission absolus ou proportionnelsà la production ?**

### **2.1. Contexte**

Depuis la fin des années 1990, certains chercheurs et négociateurs ont proposé de remplacer ou de compléter les objectifs absolus fixés par le Protocole de Kyoto par des objectifs indexés sur le PIB, souvent appelés dans ce contexte objectifs « relatifs » ou « spécifiques » ou encore « en intensité » (*intensitytargets*). Pour une revue des premiers travaux sur ce sujet, cf. Philibert et Pershing (2002, pp. 132-142).

En 2002, l'adoption unilatérale d'un tel objectif par les États-Unis de G.W. Bush a stimulé le débat autour de cet instrument. Pour certains auteurs comme Baumert et al. (1999), ces objectifs relatifs devraient être limités aux pays en développement, les pays développés restant soumis à des objectifs absolus. Pour d'autres comme Pizer (2005), les objectifs relatifs sont préférables également pour les pays développés. L'incertitude sur l'évolution du PIB (en particulier dans les pays en développement) constitue la principale raison avancée en faveur de cette proposition. Plus précisément, l'évolution future du PIB étant incertaine et les émissions de CO<sub>2</sub> étant positivement corrélées au PIB, un PIB plus élevé que prévu entraîne plus d'émissions, d'où un coût plus élevé pour atteindre un niveau d'émissions absolu donné. Le coût économique pour atteindre un objectif relatif, exprimé sous forme de ratio émissions/PIB, serait donc plus prévisible que celui pour atteindre un objectif absolu. Cependant, cette médaille a un revers, souligné par Dudek et Golub (2003, p. S22) : contrairement à ce qui se passe avec un objectif absolu, le niveau d'émission est incertain, donc il en est de même du dommage environnemental.

A l'échelle internationale, les objectifs relatifs ont été proposés seulement à la fin des années 1990. Depuis beaucoup plus longtemps, au niveau national, de nombreuses politiques environnementales limitent les émissions polluantes non en termes absolus mais en proportion de la production. Ainsi, la plupart des réglementations sont exprimées en unité de polluant par mètre cube d'effluent liquide ou gazeux. Dans la mesure où, pour une installation donnée, le volume d'effluents est étroitement déterminé par le niveau de production, ces réglementations renvoient davantage à un objectif relatif qu'à un objectif absolu. Cet argument vaut aussi pour les prescriptions technologiques (Ebert, 1998) comme celles qui imposent le recours aux "meilleures techniques disponibles" (*best available technologies*, BAT).

De même, la plupart des accords volontaires qui ont été adoptés sur la consommation d'énergie ou les émissions de gaz à effet de serre visent (ou visaient, car beaucoup sont aujourd'hui abandonnés) à la fois des objectifs relatifs et absolus : c'est ou c'était le cas aux Pays-Bas, au Royaume-Uni, en France, en Allemagne ou aux États-Unis.

Enfin, les objectifs relatifs sont également utilisés dans certains systèmes de permis d'émission négociables (Boemare et Quirion, 2002). Le premier système de ce type a sans doute été le programme d'élimination progressive du plomb dans l'essence aux États-Unis. Au Royaume-Uni, la plupart des participants au marché de permis d'émission de gaz à effet de serre qui avait été instauré avant le système de quotas européen avaient des objectifs relatifs (Boemare *et al.*, 2003). Enfin, les Pays-Bas ont mis en place un système de permis d'émission de ce type pour les émissions d'oxydes d'azote dans l'atmosphère (Jansen, 2004).

L'un des principaux arguments avancés en faveur d'objectifs relatifs (principalement d'objectifs nationaux dans un contexte d'accord international sur le changement climatique) est que, puisqu'une production (ou un PIB) plus élevée que prévu est statistiquement associée à davantage d'émissions, le plafond d'émissions devrait être relevé dans ce cas pour éviter un coût trop élevé – et vice-versa pour une production ou un PIB plus faible que prévu. Cependant, en 2003, au moment où nous avons entamé cette recherche, cet argument n'avait jamais été testé dans le cadre d'un modèle formel. Les travaux qui avaient comparé les objectifs absolus et relatifs, comme ceux de Fisher (2001) l'avaient fait dans un cadre déterministe. Gielen *et al.* (2002) avaient écrit "the Weitzman theorem, which states that under uncertainty the preference for either price control through taxes or quantity control with tradable emission permits depends on the relative steepness of the marginal cost and benefit curves, is not affected directly if instead of absolute caps, trading with relative caps is analysed", mais comme la suite de cette section le montre, cette affirmation n'est pas correcte.

Le présent chapitre, qui s'appuie sur un article publié dans *Resource and Energy Economics* (Quirion, 2005) propose un modèle stochastique pour poser dans un cadre formel l'arbitrage mentionné ci-dessus entre risque économique et risque environnemental. Ce modèle se fonde sur celui de Weitzman (1974). Nous développons ce dernier en distinguant deux sources d'incertitude : les émissions dans le scénario *business-as-usual* (BaU), que nous supposons proportionnelles à la production (ou au PIB, si l'on se situe dans le contexte d'un objectif national ; le modèle est suffisamment général pour couvrir ces deux contextes), et la pente de la courbe de coût marginal de réduction des émissions. Cela nous permet d'identifier dans quelles conditions un objectif relatif est préférable à un objectif absolu – mais aussi à un instrument prix (taxe ou subvention).

Nous procédons de la manière suivante. Nous commençons par présenter notre modèle (2.2) et les trois instruments de politique publique que nous étudions : objectif absolu, instrument prix, objectif relatif (2.3). Nous comparons ensuite ces instruments en termes de bien-être espéré (2.4). La section 2.5 revient sur ces résultats à la lumière des travaux plus récents, en expliquant pourquoi les conclusions de ces derniers peuvent diverger des nôtres.

## 2.2. Présentation du modèle et des hypothèses centrales

Notre modèle se base sur celui de Weitzman (1974). Comme lui, nous supposons qu'au moment où les pouvoirs publics choisissent une politique, ils disposent d'une information imparfaite sur certains paramètres, lesquels sont représentés (à ce stade de la résolution du modèle) par des variables aléatoires dont ils connaissent l'espérance mathématique, la variance et (éventuellement) la loi de probabilité. En revanche, lorsque les firmes choisissent un niveau d'émission en réponse à cette politique, elles connaissent la réalisation de ces variables aléatoires.

Notre modèle se distingue cependant de celui de Weitzman sur trois points.

- Tout d'abord, il prend en compte l'incertitude sur le niveau d'émission en l'absence de politique climatique (c'est-à-dire dans le scénario *business-as-usual*, BaU). Nous supposons que ce dernier est parfaitement proportionnel à la production, autrement dit que tout se passe comme si, suite à une augmentation (ou à une diminution) de sa production, l'entreprise mettait en service (ou hors service) une nouvelle installation présentant les mêmes émissions par unité produite que la moyenne des installations en service<sup>14</sup>. Nous distinguons donc deux sources d'incertitude : le niveau de production, ainsi que des émissions dans le scénario BaU, et le coût marginal de réduction des émissions pour un taux de réduction d'émissions donné. Il est indispensable d'exprimer le niveau de production dans le modèle puisque dans le cas de quotas relatifs, le nombre de quotas reçus est proportionnel à la production.
- Deuxièmement, parce que les émissions dans le scénario BaU sont stochastiques, il est plus pratique d'exprimer le modèle en terme d'émissions plutôt que de réductions d'émissions par rapport aux émissions dans ce scénario BaU, ce que nous faisons dans les sections 1.2. et 1.3 ci-dessus.
- Enfin, comme dans la section 1.3 ci-dessus, nous n'utilisons pas des approximations locales des courbes de coût et de bénéfice marginal, mais recourrons à des courbes qui couvrent tous les niveaux d'émission.

Nous utilisons donc la courbe de coût total de réduction des émissions (*TAC*, pour *total abatementcost*) :

$$TAC = \frac{\beta(\alpha - e)^2}{2\alpha} \quad (1)$$

D'où un coût marginal de réduction des émissions (*MAC*, pour *marginal abatementcost*) :

---

<sup>14</sup> Nous verrons dans la section 2.5 ce qu'implique un relâchement de cette hypothèse.

$$MAC = -\frac{\partial TAC}{\partial e} = \beta \left(1 - \frac{e}{\alpha}\right). \quad (2)$$

Où :

- $e \in [0, \alpha]$  est le niveau d'émission,
- $\alpha > 0$  est une variable aléatoire qui représente à la fois le niveau de production (dont nous supposons qu'il n'est pas affecté par les politiques environnementales<sup>15</sup>) et le niveau réalisées émissions dans le scénario BaU, normalisé de manière à ce que  $E[\alpha] = 1$ <sup>16</sup>. Le fait que  $\alpha$  représente à la fois la production et les émissions BaU implique que (comme mentionné ci-dessus) suite à une variation de  $x\%$  de la production, les émissions varient elles aussi de  $x\%$  en l'absence de politique climatique. Pour démontrer nos deux premières propositions, nous n'avons pas besoin de spécifier d'autres hypothèses sur cette variable. A partir de la proposition 3, nous spécifions la loi de probabilité de  $\alpha$ , en supposant que  $\alpha$  peut prendre, avec une même probabilité, deux valeurs,  $1+\sigma$  et  $1-\sigma$ , où  $\sigma \in [0, 1[$  est l'écart type, d'où  $\alpha \in ]0, 2[$ .
- $\beta > 0$  est une variable aléatoire reflétant l'incertitude sur la pente de la courbe  $MAC$  (pour un niveau donné d'émissions en BaU), normalisée de manière à ce que  $E[\beta] = 1$ . Pour démontrer nos deux premières propositions, nous n'avons pas besoin de spécifier d'autres hypothèses sur cette variable. A partir de la proposition 3, nous spécifions la loi de probabilité de  $\beta$ , en supposant que  $\beta$  peut prendre avec une même probabilité deux valeurs,  $1+\delta$  et  $1-\delta$ , où  $\delta \in [0, 1[$  est l'écart type, d'où  $\beta \in ]0, 2[$ .

Nous supposons que  $\alpha$  et  $\beta$  ne sont pas corrélées. Cette dernière hypothèse revient à considérer que tout se passe comme si, suite à une augmentation (ou à une diminution) de sa production, l'entreprise mettrait en service (ou hors service) une nouvelle installation présentant la même courbe de coût marginal de réduction des émissions que la moyenne des installations en service. Par exemple, suite à un doublement de la production par rapport au niveau anticipé ( $\alpha = 2$ ), l'équation (2) implique que la pente de la courbe de coût marginal est

---

<sup>15</sup> Cette hypothèse est nécessaire car si les entreprises répondaient à la politique environnementale en réduisant leur production (et non pas seulement leurs émissions par unité produite),  $\alpha$  deviendrait une variable de décision pour les firmes, alors que dans le présent modèle, c'est une variable exogène (aléatoire pour l'Etat, mais connue des firmes). Cette modification compliquerait considérablement l'analyse.

<sup>16</sup> Ce type d'incertitude correspond à l'incertitude "multiplicative" étudiée, dans un modèle à la Weitzman, par Hoel et Karp (2001). Cependant, ces auteurs ne fournissent pas de résultats analytiques (car leur modèle, dynamique, ne le permet pas) et n'étudient pas les quotas relatifs. De plus, ils ne retiennent qu'une variable aléatoire.



deux fois plus faible. Il s'agit là d'un pur effet d'échelle, comme on peut s'en rendre compte en exprimant le coût marginal de réduction des émissions non plus en fonction de la réduction des émissions absolues mais en fonction du ratio émissions/production ou émissions/émissions dans le scénario BaU (ce qui revient au même puisque nous supposons que la production et les émissions dans le scénario BaU sont proportionnelles). Ainsi, si l'on insère dans (2) l'expression  $e = r\alpha$ , où  $r$  désigne le ratio émissions/production, on obtient :

$$MAC = \beta(1 - r) \quad (2')$$

On constate que pour un ratio  $r$  donné, le coût marginal de réduction des émissions est bien indépendant du niveau de la production et des émissions BaU,  $\alpha$ <sup>17</sup>.

Remarquons qu'au niveau des émissions correspondant au *business-as-usual* ( $e = \alpha$ ), nous avons bien  $MAC = TAC = 0$ .

Enfin, cette formulation implique une normalisation (sans perte de généralité) du coût marginal et des émissions : le coût marginal pour une réduction totale des émissions est normalisé à  $\beta$  et les émissions dans le scénario BaU sont normalisées à  $\alpha$ .

Le coût externe environnemental total ( $TEC$ , pour *total environmental cost*) est proche de la formulation retenue par Weitzman, si ce n'est qu'il est lui aussi exprimé en terme d'émissions, non de réduction d'émissions<sup>18</sup> :

$$TEC = b_1 e + b_2 \frac{e^2}{2} \quad (3)$$

Nous fixons  $b_1 < 1$  pour éviter de déboucher sur un optimum anticipé à zéro pollution et  $b_2 \geq 0$  comme dans le modèle de Weitzman. Nous ne modélisons pas l'incertitude sur le coût externe car comme nous l'avons rappelé à la section 1.3.3, celle-ci ne joue que si elle est corrélée à l'incertitude sur le coût. En revanche, naturellement, aussi bien le coût externe total que le coût externe marginal varient avec le niveau des émissions (sauf, pour le coût externe marginal, dans le cas particulier  $b_2 = 0$ ) et donc, sauf dans le cas d'un objectif d'émissions absolu, avec l'incertitude sur la courbe de coût de réduction des émissions.

---

<sup>17</sup> Soulignons que (2') désigne toujours le coût marginal de réduction *des émissions*, exprimé maintenant en fonction du ratio émissions/production, et non le coût marginal de réduction *du ratio émissions/production*, puisque l'expression (2') est obtenue en dérivant  $TAC$  par rapport à  $e$  et non par rapport à  $r$ .

<sup>18</sup> Puisque Weitzman écrit son modèle en fonction des réductions d'émission (ou d'un autre bien public) et non des émissions elles-mêmes, il parle de bénéfice, non de coût externe environnemental, mais le raisonnement est symétrique. Dans ce chapitre, nous parlons donc indifféremment de bénéfice marginal de la réduction des émissions et de coût externe marginal des émissions.

On obtient immédiatement le coût externe environnemental marginal à partir de l'équation (3) :

$$MEC = b_1 + b_2 e$$

Nous cherchons alors, pour chaque instrument de politique publique, le niveau qui minimise en espérance le coût social total (*TSC*, pour *total social cost*) :

$$TSC = TAC + TEC = \frac{\alpha \beta}{2} + (b_1 - \beta)e + \left(b_2 + \frac{\beta}{\alpha}\right)\frac{e^2}{2} \quad (4)$$

## 2.3. Trois instruments de politique publique

Nous comparons trois instruments :

- *Q*, un objectif d'émission absolu, comme celui retenu dans le système de permis négociables de SO<sub>2</sub> aux États-Unis ;
- *P*, un instrument prix, qui peut être une taxe, une subvention ou une combinaison taxe subvention comme celle analysée à la section 1.3.
- *R*, un objectif d'émissions relatif, c'est-à-dire proportionnel à la production ;

Comme l'a souligné Weitzman, en l'absence d'incertitude sur la fonction de réaction de la firme (ici la courbe *MAC*), tous les instruments aboutiraient au même niveau d'émission, qui serait en outre optimal<sup>19</sup>. Si au contraire la courbe *MAC* diffère de ce que le régulateur anticipe, le niveau d'émission diffère selon les instruments et s'écarte de l'optimum réel dans les trois cas.

### 2.3.1. Objectif absolu (Q)

Mettre en place un objectif absolu (*Q*) revient, pour le régulateur, à fixer le niveau d'émissions autorisé  $\hat{e}$  qui minimise l'espérance du coût social total. On minimise donc par rapport à  $e$  l'espérance mathématique de *TSC* (4), en prenant la condition du premier ordre, ce qui donne :

$$\hat{e} = \frac{1 - b_1}{b_2 + E[1/\alpha]} \quad (5)$$

Comme l'ont souligné Hoel et Karp (2001), une incertitude "multiplicative", comme celle que nous modélisons, se traduit par un niveau d'émissions  $\hat{e}$  différent de celui qui prévaudrait en l'absence d'incertitude. Ici, en particulier,  $\hat{e}$  est plus faible qu'en l'absence d'incertitude. En effet nous savons, par l'inégalité dite de Jensen et la convexité de  $1/\alpha$  pour  $\alpha > 0$ , que

---

<sup>19</sup>Weitzman étudie seulement les instruments *Q* et *P*, mais son argument s'applique également à *R*.

$E[1/\alpha] > 1/E[\alpha]$  ; or, nous avons normalisé  $\alpha$  de manière à ce que  $E[\alpha] = 1$ . Notons que ce n'est pas le cas lorsque l'incertitude est de type additif c'est-à-dire consiste en un déplacement vertical de la courbe de coût marginal, comme dans l'équation (3) de la section 1.2.4 ci-dessus ou dans le modèle de base de Weitzman (1974) ; alors, le principe de *certainly equivalence* prévaut, c'est-à-dire que  $\hat{e}$  a la même valeur qu'en l'absence d'incertitude.

Le prix fictif de la contrainte (qui est aussi le prix des quotas échangeables si cette contrainte est décentralisée sous cette forme) est égal au coût marginal de réduction des émissions au niveau d'émissions autorisé, soit, par (2) et (5) :

$$p(\hat{e}) = \beta \left( 1 - \frac{(1-b_1)}{\alpha(b_2 + E[1/\alpha])} \right). \quad (6)$$

### 2.3.2. Instrument prix (P)

S'il met en place un instrument prix ( $P$ ), le régulateur fixe le taux de taxe ou de subvention qui minimise l'espérance de coût social total ( $TSC$ ), en anticipant que les firmes vont réduire leurs émissions jusqu'à ce que leur coût marginal atteigne ce taux de taxe ou de subvention. On introduit donc, dans l'expression de  $TSC$  (4), le niveau d'émission  $e(p)$  qui résout  $p = MAC$ , on prend l'espérance de cette expression, et on la minimise par rapport à  $p$  en prenant la condition du premier ordre. On obtient ainsi la taxe optimale sur les émissions  $\tilde{p}$  :

$$\tilde{p} = \frac{(b_1 + b_2(1 + \sigma^2))E[1/\beta]}{b_2(1 + \sigma^2)E[1/\beta^2] + E[1/\beta]} \quad (7)$$

où  $\sigma^2$  est la variance de  $\alpha$ . Les firmes réduisent donc leurs émissions jusqu'à égaliser leur coût marginal à  $\tilde{p}$ , ce qui, compte tenu de (2), permet d'écrire :

$$e(\tilde{p}) = \frac{\alpha}{\beta} \left( \beta - \frac{(b_1 + b_2(1 + \sigma^2))E[1/\beta]}{b_2(1 + \sigma^2)E[1/\beta^2] + E[1/\beta]} \right) \quad (8)$$

### 2.3.3. Objectif relatif (R)

Pour représenter l'objectif relatif ( $R$ ), il est nécessaire de réécrire le modèle en fonction des émissions par unité produite, soit :

$$r \equiv \frac{e}{\alpha} \quad (9)$$

En effet, si l'Etat choisit cet instrument,  $r$  devient la variable de commande, qu'il contrôle avec certitude, le niveau absolu des émissions  $e$  devenant en revanche aléatoire (pour lui) puisque  $e$

dépend de l'incertitude sur la production. Le modèle se réécrit en substituant  $e = r\alpha$  dans (4), en prenant l'espérance de cette dernière expression et en la minimisant par rapport à  $r$  en prenant la condition du premier ordre. On atteint ainsi le ratio optimal  $\hat{r}$  :

$$\hat{r} = \frac{1 - b_1}{1 + b_2(1 + \sigma^2)} \quad (10)$$

On déduit de (9) et (10) le niveau d'émissions  $e(\hat{r})$  :

$$e(\hat{r}) = \alpha \frac{1 - b_1}{1 + b_2(1 + \sigma^2)} \quad (11)$$

### 2.3.4. Comparaison des trois instruments

**Proposition 1.** En l'absence d'incertitude sur le niveau d'émissions en BaU  $\alpha$ , les objectifs relatif et absolu sont équivalents dans le sens où ils aboutissent au même niveau d'émission quelle que soit la réalisation de  $\beta$ .

**Démonstration.** En absence d'incertitude sur  $\alpha$ , on a  $\alpha = 1$ ,  $\sigma^2 = 0$  et  $E[1/\alpha] = 1$ . Par (5) et (11), on obtient  $\hat{e} = e(\hat{r})$ .

Ce résultat n'est pas surprenant puisque la quantité d'émissions autorisée avec l'instrument  $R$  n'est pas affectée par  $\beta$ , seulement par  $\alpha$ . En l'absence d'incertitude sur ce dernier paramètre, les pouvoirs publics autoriseront donc une même quantité d'émissions autorisées avec  $R$  et avec  $Q$ .

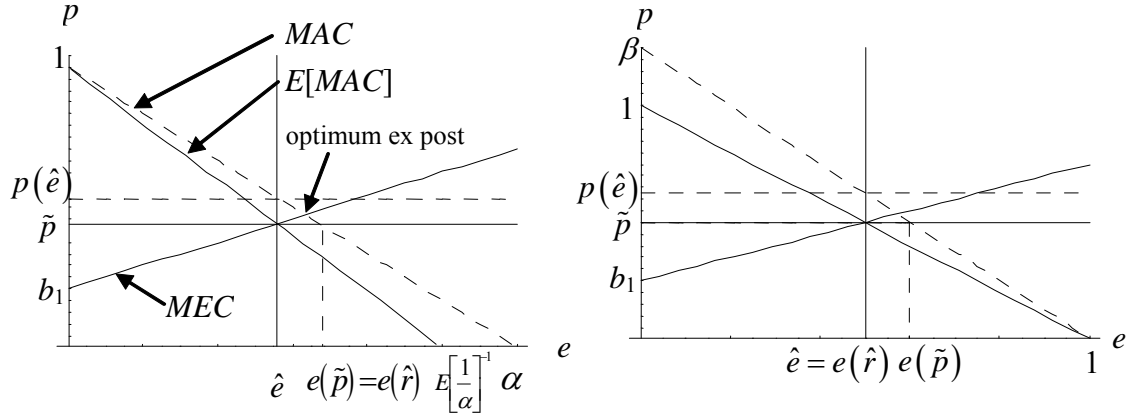
**Proposition 2.** En l'absence d'incertitude sur la pente de la courbe de coût marginal  $\beta$ , l'objectif relatif et l'instrument prix sont équivalents dans le sens où ils aboutissent au même niveau d'émission quelle que soit la réalisation de  $\alpha$ .

**Démonstration.** En absence d'incertitude sur  $\beta$ , on a  $f = E[1/\beta^2] = E[1/\beta] = 1$ , d'où, par (8) et (11),  $e(\tilde{p}) = e(\hat{r})$ .

Intuitivement, le niveau des émissions dans le scénario BaU intervient comme paramètre multiplicatif sur le niveau des émissions qui découle de l'application optimale de  $P$  comme de  $R$ . Ainsi, un doublement des émissions en BaU et de la production aboutit *de facto* à doubler les émissions autorisées pour un ratio  $\hat{r}$  donné. Parce que la courbe  $MAC$  est linéaire, il en est de même pour un prix  $\tilde{p}$  donné.

Sur le schéma 1 ci-dessous, soit les émissions en BaU  $\alpha$  (partie gauche) soit la pente  $\beta$  de la courbe  $MAC$  (partie droite) sont plus élevées que prévu : dans les deux cas, la courbe  $MAC$  réalisée (en pointillés) est au-dessus de celle anticipée (en trait plein). En conséquence, dans

les deux cas, l'objectif absolu entraîne un niveau d'émission trop faible et la taxe un niveau d'émission trop élevé par rapport à l'optimum réel, défini par l'intersection de la courbe *MAC* réalisée avec la courbe *MEC*. Conformément aux propositions 1 et 2, l'objectif relatif se comporte comme la taxe dans la partie gauche et comme l'objectif absolu dans la partie droite.



**Figure 4. Effet des trois instruments face à chaque source d'incertitude**

Partie gauche : émissions en BaU plus élevées que prévu ( $\alpha > 1, \beta = 1$ ) ; partie droite : pente de la courbe *MAC* plus élevée que prévu en pourcentage des émissions en BaU ( $\alpha = 1, \beta > 1$ ).

## 2.4. Quel rôle pour les plafonds relatifs ?

Nous pouvons maintenant chercher l'instrument qui fournit l'espérance de coût social total la plus faible. Posons  $c_2$ , l'espérance de la pente de la courbe *MAC*. D'après (2) :

$$c_2 \equiv -\frac{\partial E[MAC]}{\partial e} = E\left[\frac{1}{\alpha}\right] \quad (12)$$

On remarque que  $c_2$  est plus élevé si les émissions en BaU sont incertaines que si elles sont certaines, puisque  $E[1/\alpha] > 1$ .

Par les équations (4), (5), (11) et (12), on peut comparer le coût social total des instruments *R* et *Q*. Pour cela, on calcule d'abord le coût social total de *Q* en introduisant (5) dans (4). On calcule ensuite le coût social total de *R* en introduisant (11) dans (4), et on compare ces deux expressions. Le coût social total de *R* est inférieur à celui de *Q* si et seulement si :

$$R > Q \Leftrightarrow b_2 < \frac{E[1/\alpha] - 1}{\sigma^2} = \frac{c_2 - 1}{\sigma^2} \quad (13)$$

Où  $\sigma^2$  est, rappelons-le, la variance de  $\alpha$ . *R* tend donc à être préféré à *Q* si  $b_2$  est inférieur à  $c_2$ , c'est-à-dire si la courbe de bénéfice marginal est peu pentue par rapport à la courbe de coût

marginal espérée. Cependant, aussi bien le numérateur que le dénominateur du terme de droite de l'inéquation sont affectés par l'incertitude sur  $\alpha$ . Pour aller plus loin, nous spécifions donc la loi de probabilité de  $\alpha$  en supposant que  $\alpha$  peut prendre, avec une même probabilité, deux valeurs,  $1+\sigma$  et  $1-\sigma$ , où  $\sigma \in [0,1[$  est l'écart type, d'où  $\alpha \in ]0,2[$ .

**Proposition 3.** Si l'incertitude sur les émissions en BaU suit une loi discrète à deux valeurs équiprobables, l'objectif relatif est préférable à l'objectif absolu si et seulement si la courbe *MAC* anticipée est plus pentue que la courbe *MEC*.

**Démonstration.** Compte tenu de la loi de probabilité que nous avons retenue, nous avons  $c_2 = E[1/\alpha] = 1/(1-\sigma^2)$ . L'équation (13) devient donc :

$$R \succ Q \Leftrightarrow b_2 < \frac{1}{1-\sigma^2} = c_2 \quad (13')$$

Nous retrouvons le critère établi par Weitzman (1974) pour choisir entre  $P$  et  $Q$  en cas d'incertitude additive, à ceci près qu'ici  $c_2$  est une variable aléatoire. Corollaire de la proposition 3, puisqu'en l'absence d'incertitude sur  $\beta$ ,  $P$  et  $R$  sont équivalents (proposition 2), le critère de Weitzman reste valable pour choisir entre  $P$  et  $Q$  en cas d'incertitude multiplicative telle que nous l'avons modélisée pour  $\alpha$ .

Tournons-nous maintenant vers le choix entre objectif relatif et instrument prix. Par (4), (5) et (8), l'objectif relatif  $R$  apparaît préférable à l'instrument prix  $P$  si et seulement si :

$$R \succ P \Leftrightarrow b_2 > \frac{1}{1+\sigma^2} \left( \frac{E[1/\beta]^2 - E[1/\beta]}{E[1/\beta^2] - E[1/\beta]^2} \right) \quad (14)$$

L'inégalité de Jensen, combinée à la convexité de  $1/\beta$  et de  $\beta^2$  pour  $\beta > 1$ , garantit que le terme de droite de cette inéquation est positif. En négligeant pour l'instant le quotient entre parenthèses, on voit que  $R$  tend à être préféré à  $P$  si  $b_2$  est suffisamment grand, et aussi qu'une plus grande incertitude sur  $\alpha$  avantage  $R$  par rapport à  $P$ .

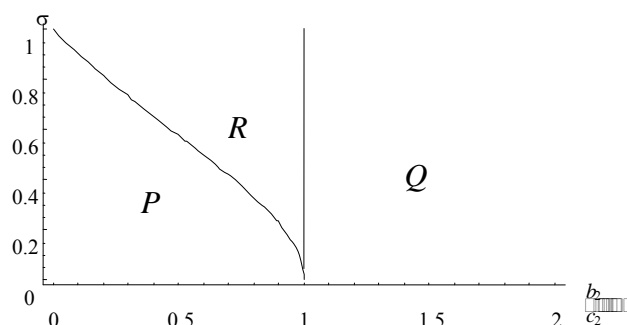
Pour aller plus loin, il nous faut préciser la loi de probabilité de  $\beta$ . Comme pour  $\alpha$  ci-dessus, nous supposons que  $\beta$  peut prendre avec une même probabilité deux valeurs,  $1+\delta$  et  $1-\delta$ , où  $\delta \in [0,1[$  est l'écart type, d'où  $\beta \in ]0,2[$ . A partir de cette hypothèse, on peut démontrer que :

**Proposition 4.** Si l'incertitude sur  $\beta$  suit une loi discrète à deux valeurs équiprobables, l'objectif relatif tend à être préférable à l'instrument prix si la courbe *MEC* est plus pentue que la courbe *MAC* anticipée. L'intérêt de l'objectif relatif par rapport à l'instrument prix augmente avec la variance des émissions en BaU.

**Démonstration.** Compte tenu de la loi de probabilité que nous avons retenue, nous avons  $E[1/\beta] = 1/(1 - \delta^2)$  et  $E[1/\beta^2] = (1 + \delta^2)/(1 - \delta^2)^2$ . L'équation (14) se réécrit donc, en utilisant (12) :

$$R \succ P \Leftrightarrow \frac{b_2}{c_2} > \frac{1 - \sigma^2}{1 + \sigma^2} \quad (14')$$

Autrement dit, quand l'incertitude sur le niveau de production et d'émissions (mesurée par  $\sigma^2$  c'est-à-dire la variance de  $\alpha$ ) est faible, l'objectif relatif  $R$  est préférable à l'instrument prix  $P$  si la courbe du bénéfice marginal  $b_2$  est plus pentue que celle du coût marginal  $c_2$ ; cependant, une incertitude plus forte favorise  $R$  par rapport à  $P$ . Le schéma 2 ci-dessous présente dans le plan  $(b_2/c_2, \sigma)$  l'instrument qui procure la plus grande espérance de bien-être, en traçant les frontières des inéquations (12') et (13').  $R$  est préféré entre les deux courbes,  $P$  à gauche de la courbe décroissante et  $Q$  à droite de 1.



**Figure 5. Instrument préféré en fonction des paramètres**

On constate que pour des valeurs vraisemblables de l'écart-type, la plage pour laquelle  $R$  est l'instrument préféré est extrêmement réduite. Avec la loi de probabilité que nous avons retenue, et en prenant un écart-type d'un tiers (ce qui implique un écart de un à deux entre le scénario haut et le scénario bas), le rapport entre la pente de la courbe de bénéfice marginal et celle de la courbe de coût marginal devrait, d'après (12') et (13'), être compris entre 0,8 et 1, ce qui constitue une fourchette extrêmement étroite. Or, un écart encore plus important entre les scénarios haut et bas semble extrêmement improbable, sauf à très long terme, mais il est alors possible de réajuster les politiques publiques au cours du temps. Ainsi, si l'on prend les six scénarios d'émission de gaz à effet de serre dits "marqueurs" établis dans le cadre du SRES, le Rapport spécial sur les scénarios d'émission du GIEC (IPCC, 2000), ce n'est qu'en 2050 que l'écart entre le scénario le plus haut (A1FI) et le plus bas (B2) atteint un facteur 2.

Notons cependant au passage que l'incertitude sur les émissions tendancielle et sur le PIB est plus forte pour les pays en développement que pour les pays développés. En particulier, personne n'avait prévu la stabilisation des émissions de la Chine entre 1996 et 2001 ni l'ampleur de leur explosion depuis cette date (AIE, 2009). Nos résultats confortent ainsi davantage la préconisation de Baumert et al. (1999) mentionnée en introduction de ce chapitre, à savoir réserver les objectifs en intensité aux pays en développement, plutôt que celle de Pizer (2005), à savoir les appliquer aussi bien aux pays développés qu'aux pays en développement.

## **2.5. Comparaison avec le modèle de Newell et Pizer (2008)**

Newell et Pizer (2008), dans un article postérieur au travail présenté dans ce chapitre, comparent également les objectifs absolus et en intensité, mais leurs conclusions diffèrent en partie des nôtres. Comme dans le modèle présenté ci-dessus, et comme dans l'article original de Weitzman (1974), ils concluent que  $Q$  tend à être préféré à  $P$  si  $b_2 > c_2$  et vice-versa. Cependant, ils mettent en évidence des critères de choix plus complexes entre  $R$  et  $P$  et entre  $R$  et  $Q$ , dans lequel interviennent le niveau de l'incertitude (comme dans le modèle ci-dessus), mais aussi le niveau de corrélation entre les émissions optimales *ex post* et "l'index", c'est-à-dire la variable sur laquelle le niveau d'émissions autorisé est indexé dans le cas de la politique  $R$  (dans notre modèle, il s'agit de la production). Dans notre modèle, nous supposons une corrélation parfaite entre ces deux variables, ce qui le rend moins général et crée un biais en faveur de  $R$ . Celui de Newell et Pizer autorise une corrélation imparfaite, ce qui est plus conforme à la réalité : à l'évidence, un surcroît de production de  $x$  % augmente les émissions, mais pas forcément de  $x$  %. Cette constatation renforce donc nos conclusions quant au fait que dans presque tous les cas,  $R$  entraîne un coût espéré soit supérieur à celui de  $P$ , soit supérieur à celui de  $Q$ , et présente donc peu d'intérêt si tous les instruments sont disponibles.

Cependant, d'un autre point de vue, le modèle ci-dessus est plus riche que celui de Newell et Pizer. En effet, celui-ci ne prend en compte qu'un type d'incertitude, à savoir un choc additif sur le coût marginal, alors que notre modèle en distingue deux, l'une sur le niveau de la production, l'autre sur le coût de la technologie de réduction des émissions. Comme on peut s'en rendre compte en regardant la figure 4, un choc simultané du même montant sur nos deux variables aléatoires correspond à un choc additif à la Newell et Pizer. Or, j'ai montré par ailleurs (Quirion, 2003) que dans ce cas de figure,  $R$  était toujours préférable à  $Q^{20}$ . Or, il n'est pas évident qu'un choc positif sur le coût de la technologie soit typiquement corrélé à un choc

---

<sup>20</sup> Si ce dernier résultat n'est pas toujours vérifié dans le modèle de Newell et Pizer, c'est parce que dans leur modèle, comme signalé ci-dessus, l'index n'est pas parfaitement corrélé aux émissions optimale *ex post*.



positif sur le niveau de production (l'index). Il s'agit là d'une question empirique qu'il faudrait trancher au cas par cas, sachant qu'on peut envisager une corrélation négative aussi bien que positive. En tout cas, un modèle plus général, qui admette comme cas particuliers aussi bien celui de Newell et Pizer que celui présenté plus haut, reste à construire.

## **2.6. Conclusion**

Dans le cadre d'un modèle analytique stochastique inspiré de Weitzman (1974) mais incorporant à la fois l'incertitude sur les émissions *business-as-usual* et celle sur la pente de la courbe de coût marginal de réduction des émissions, nous avons comparé le bien-être espéré lié à l'utilisation de trois instruments de réduction des émissions polluantes : un objectif relatif, par lequel les pouvoirs publics limitent le ratio émissions/production, un objectif absolu et un instrument prix (une taxe, une subvention ou une combinaison des deux).

Deux paramètres déterminent lequel de ces trois instruments est préférable aux autres : d'une part la pente relative des courbes de bénéfice marginal et de coût marginal, et d'autre part le niveau d'incertitude sur les émissions *business-as-usual*. Comme dans le modèle original de Weitzman, l'objectif absolu est l'instrument préférable si et seulement si la courbe de bénéfice marginal est plus pentue que celle de coût marginal. Dans le cas contraire, l'instrument prix est le plus souvent préférable, l'objectif relatif ne dominant ce dernier que si les courbes de coût et de bénéfice marginal présentent une pente presque identique (à moins que l'incertitude sur les émissions *business-as-usual* n'atteigne un niveau tellement élevé qu'il en devienne peu plausible). Ainsi, compte-tenu de la loi de probabilité que nous avons retenue (deux scénarios équiprobables), et même si un facteur deux sépare les deux scénarios, ce qui dénote une incertitude très forte et donc peu plausible sauf à très long terme, l'objectif relatif n'est l'instrument préférable que si le rapport des pentes des courbes de bénéfice marginal et de coût marginal est compris entre 0,8 et 1.

Une telle condition semble extrêmement improbable. En pratique en effet, il est vraisemblable que la courbe de bénéfice est soit très pentue (près de l'optimum), en cas de seuil écologique (eutrophisation d'un cours d'eau par exemple), soit quasiment plate en espérance, en cas d'absence de seuil identifié (ce qui semble être le cas en matière de changement climatique, cf. en particulier Pizer, 1999 et 2003). Un instrument quantité absolu est préférable dans le premier cas, un instrument prix dans le second.

Dans les cas de figure les plus plausibles, l'objectif relatif est donc dominé soit par l'objectif absolu soit par l'instrument prix. Pour choisir entre ces deux instruments, le critère de la pente relative des courbes de coût et de bénéfice marginal mis en évidence par Weitzman (1974) reste pertinent dans notre modèle.

Certes, si l'un de ces deux instruments n'est pas disponible, l'objectif relatif peut très bien dominer l'instrument restant. Ainsi, nous l'avons déjà signalé, de nombreux auteurs concluent

qu'un instrument prix est mieux adapté à la lutte contre le changement climatique qu'un instrument quantité. Cependant, si l'on considère qu'une taxe internationale serait encore plus difficile à négocier que des plafonds d'émissions (qu'ils soient relatifs ou absolus), notre modèle offre une justification des objectifs relatifs par opposition aux objectifs absolus, ce qui rejoint certains travaux effectués dans un cadre moins formel (cf. Philibert et Pershing, 2002 et les références qui s'y trouvent). Cependant, un meilleur compromis entre instruments prix et quantité existe : un objectif absolu avec prix plancher et prix plafond fournit un bien-être espéré supérieur à celui des deux instruments "purs", comme l'ont démontré Roberts et Spence (1976), puis défendu, dans le contexte de la lutte contre le changement climatique, Hourcade et Gherzi (2002), Philibert (2009) ou Burtraw et al. (2010). La seule comparaison d'un instrument hybride à la Roberts et Spence avec un objectif relatif a été réalisée par Webster et al. (2010). Ces auteurs montrent qu'une corrélation très élevée (au point d'être considérée comme irréaliste par les auteurs) est nécessaire pour que l'objectif relatif soit préférable à un objectif absolu avec prix plafond (les auteurs n'incluent pas de prix plancher dans leur analyse).

Cependant, les objectifs relatifs peuvent jouer un rôle important pour faire entrer progressivement les pays en développement dans un accord climatique, dans un contexte où les gouvernements des pays en développement fortement émetteurs refusent des engagements absolus à court terme ; cf. Baumert et al. (1999), Hourcade et al. (2008) ou Hamdi-Cherif et al. (2011), article qui sert de base au chapitre 4 du présent document.

### **3. Peut-on protéger la "compétitivité" sans sacrifier l'efficacité économique ?**

Jusqu'à présent, nous nous sommes placés dans le cadre très abstrait où un planificateur bienveillant essaye de maximiser le bien-être collectif. Naturellement, la prise de décision publique est très éloignée de cet idéal. En particulier, le débat public sur la politique climatique aborde peu les questions d'efficacité économique, d'analyse coût-avantage ou d'optimum social. A l'occasion récente de la révision du système européen de quotas échangeables de gaz à effet de serre, il s'est largement focalisé sur les risques de « pertes de compétitivité » et de « fuites de carbone », sujets auxquels nous consacrons le présent chapitre. Il est en de même à l'occasion du présent débat sur la fixation de l'objectif européen d'émissions de gaz à effet de serre pour 2020 (-20% ou -30% par rapport à 1990). Ces questions ont pu paraître plus concrètes, peut-être d'ailleurs à tort puisque, comme nous allons le voir, ces termes sont loin d'avoir un sens bien précis. Surtout, ces risques ont été mobilisés par l'industrie lourde européenne (et relayée par une partie des syndicats de ces secteurs), qui a réussi à atteindre son principal objectif de négociation : continuer à recevoir des quotas gratuits au moins jusqu'en 2020 dans le cadre du système de quotas européen.

#### **3.1. Pertes de compétitivité et fuites de carbone ; de quoi parle-t-on ?**

Les termes "pertes de compétitivité" et "fuites de carbone" étant souvent confondus à tort, nous commencerons, dans cette section, par les définir et les distinguer.

Les fuites de carbone<sup>21</sup> (*carbonleakage*) désignent, suite à une politique climatique qui réduit les émissions dans une partie du monde, l'augmentation des émissions de gaz à effet de serre dans le reste du monde. Ainsi définies, les fuites de carbone n'ont de sens qu'en comparant un scénario de politique climatique à un scénario sans politique climatique<sup>22</sup>.

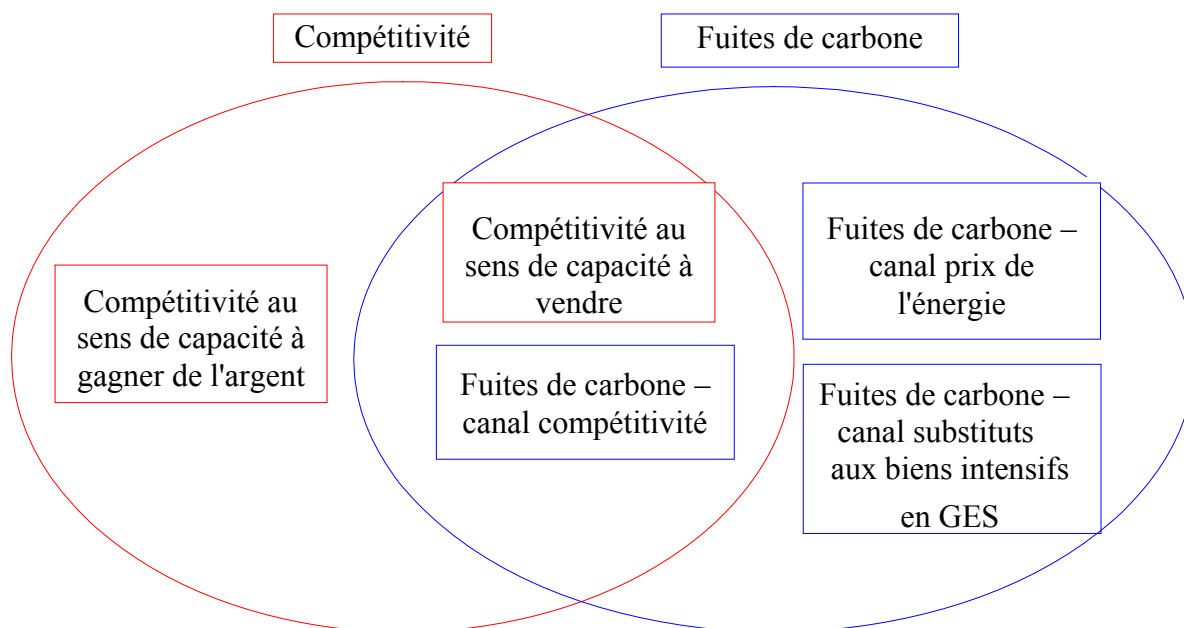
---

<sup>21</sup> Plutôt que de "fuites de carbone", il serait plus pertinent de parler de "fuites de gaz à effet de serre", car les autres gaz sont également concernés, mais dans ce document nous garderons le terme habituel qui s'est largement imposé.

<sup>22</sup> Cette notion est liée à celle de "carbone incorporé au commerce international" (*embedded carbon*, Peters et Hertwich, 2008), parfois aussi désignée sous le terme d'empreinte carbone ou d'empreinte écologique (*ecological footprint*, Wiedmann et al., 2007) bien que ce dernier terme soit aussi utilisé dans un sens complètement différent, pour agréger différentes atteintes à l'environnement (Boutaud et Gondran, 2009). L'indicateur "carbone incorporé au commerce international" ne vise pas à comparer deux politiques, mais à mesurer, de manière absolue, les émissions "délocalisées", c'est-à-dire entraînées par les biens consommés dans un pays mais importés, déduction faite des émissions entraînées par la production des biens exportés.

Plutôt que le montant absolu des fuites, les auteurs présentent généralement l'indicateur "taux de fuite" (*leakage ratio*) qui est le rapport entre l'augmentation des émissions dans le reste du monde et la réduction des émissions dans la partie du monde qui met en œuvre la politique climatique. Comme Michael Grubb nous l'a signalé, les expressions "taux de fuite" et *leakage ratio* sont parfois mal comprises, un taux de fuite de 40% dans un secteur particulier pouvant ainsi être interprété à tort comme une baisse de 40% de la production. A la suite de Michael Grubb, nous utiliserons donc le terme *leakage-to-reduction ratio* que nous traduisons par "ratio fuites sur émissions".

La notion de perte de compétitivité est beaucoup plus floue que celle de fuites de carbone. Au niveau macroéconomique, on peut considérer avec Krugman (1994) que cette notion n'a guère de sens, encore que ce point fasse débat. Quoi qu'il en soit, au niveau d'un secteur, la critique de Krugman, qui repose fondamentalement sur les égalités comptables, en particulier l'équilibre de la balance des paiements, et les rétroactions macroéconomiques, ne s'applique pas. Ce n'est donc pas d'un manque de sens dont souffre la notion de compétitivité, mais plutôt d'une multiplicité de sens, puisqu'elle est utilisée pour désigner des notions très différentes. Alexeeva-Talebi et al. (2007), en se basant sur une revue des définitions explicites de la compétitivité, concluent qu'au niveau sectoriel, la compétitivité se définit principalement soit par la "capacité à vendre" (*ability to sell*), soit par la "capacité à gagner de l'argent" (*ability to earn*). Dans le contexte des politiques climatiques, une perte de compétitivité peut ainsi prendre deux formes très différentes (Figure 6).



**Figure 6. Imbrication des principales notions de compétitivité et fuites de carbone**

Une diminution de la "capacité à vendre" entraînera une perte de part de marché, sur le marché intérieur et/ou à l'exportation, pour les biens produits dans les installations affectées par la politique climatique, d'où une baisse de l'emploi dans ces installations et chez leurs fournisseurs.

Une diminution de la "capacité à gagner de l'argent" entraînera quant à elle une baisse du profit de la firme, donc de la rémunération des actionnaires et de la valeur boursière de la firme, qui dépend des anticipations des profits futurs.

Ces deux dimensions sont bien sûr liées : une baisse de la "capacité à gagner de l'argent" peut entraîner une baisse des investissements productifs, donc une diminution des parts de marché à long terme. Cependant, nous le verrons, il est essentiel de distinguer ces deux dimensions car différentes politiques de protection de la "compétitivité" peuvent avoir un impact contrasté sur celles-ci. Ainsi, la "capacité à gagner de l'argent" peut être maintenue par une distribution de quotas gratuits distribués de manière forfaitaire (*lump-sum*), ce qui, sous des hypothèses standard, n'a pourtant aucun effet sur la "capacité à vendre". En effet, si le marché du capital est parfait, les actionnaires vont simplement capter la rente créée par les quotas sous forme de dividendes, sans modifier le niveau de production. Pour que des quotas gratuits maintiennent la "capacité à vendre", leur distribution doit être liée à la production courante, ou au moins aux capacités de production.

Munis de ces définitions, nous pouvons maintenant aborder les liens entre fuites de carbone et pertes de compétitivité. Il apparaît tout d'abord qu'au sein des pertes de compétitivité, c'est la perte de "capacité à vendre" qui peut entraîner des fuites de carbone : si les installations soumises à la politique climatique perdent des parts de marché du fait de cette politique, les émissions augmenteront dans le reste du monde<sup>23</sup>. A court terme, cette perte de part de marché et ces fuites de carbone passent par une baisse de l'utilisation des capacités de production soumises à la politique climatique, et par une hausse de l'utilisation des capacités qui n'y sont pas soumises ; on parle alors d'*operationalleakage* (Matthes, 2008). Elles peuvent se mesurer par une hausse des importations nettes (la différence entre importations et exportations). A plus long terme, cette perte de part de marché et ces fuites de carbone passent par une réorientation des investissements vers les régions sans politique climatique, et doivent se mesurer par un changement des flux d'investissement international ; on parle d'*investmentleakage*.

---

<sup>23</sup> Soulignons au passage que ceci reste vrai même si les émissions par unité produite sont plus faibles dans le reste du monde (sauf si ces émissions sont nulles) que dans la région qui met en œuvre la politique climatique. En revanche, dans ce cas de figure, une délocalisation d'une partie de la production vers le reste du monde peut faire partie de la solution collectivement optimale. On voit ainsi que les fuites de carbone n'entraînent pas forcément une perte de bien-être global.

Cependant, ce "canal de la compétitivité" n'est pas le seul canal des fuites de carbone. Dans la plupart des modèles d'équilibre général, ce n'est même pas le principal, car la plus grande partie des fuites provient du "canal des prix de l'énergie" (Gerlagh et Kuik, 2007). Ce dernier mécanisme fonctionne de la manière suivante : la plupart des politiques climatiques réduisant la consommation de combustibles fossiles, le prix de ces combustibles sur les marchés internationaux décroît, d'où une hausse de leur consommation dans le reste du monde. L'ampleur de cette hausse dépend du degré d'intégration des marchés des combustibles fossiles et de l'élasticité-prix de l'offre de ces combustibles (Light et al., 1999). A la limite, si l'intégration est parfaite et l'élasticité-prix de l'offre de ces combustibles nulle (courbe d'offre verticale), le taux de fuite atteindra 100% : toute baisse de la consommation d'énergie dans les installations couvertes par la politique climatique sera compensée par une hausse de la consommation d'énergie dans d'autres installations. Naturellement, ces deux conditions ne sont pas remplies, et les modèles d'équilibre général passés en revue par Gerlagh et Kuik (2007) aboutissent, tous canaux confondus, à des taux de fuite compris entre 2 et 21%, à une exception près<sup>24</sup>. Il n'empêche que les mouvements récents des prix du pétrole et du gaz ont montré la forte sensibilité de ces prix à la demande, au moins à court terme : le boom économique qui a culminé au milieu de l'année 2008 a entraîné une hausse très forte du prix des combustibles fossiles, tandis que la récession qui a suivi a ramené ces prix à des niveaux beaucoup plus faibles. A court terme, les courbes d'offre mondiale de pétrole, de gaz et de charbon sont donc suffisamment pentues pour entraîner des fuites de carbone significatives. A plus long terme en revanche, des investissements supplémentaires dans les capacités d'extraction et de transport peuvent rendre ces courbes plus plates, en particulier pour le charbon, d'où des fuites de carbone plus faibles. Pour une discussion sur ce point, cf. Neuman (2010) et Quirion (2010b). Notons au passage que la capture et stockage du CO<sub>2</sub>, qui a un rôle important à long terme dans beaucoup de scénarios climatiques, n'entraîne pas ce type de fuites de carbone puisqu'elle ne réduit pas la demande de combustibles fossiles, au contraire des économies d'énergie, des renouvelables et du nucléaire (Quirion et al., 2011).

Pour être exhaustif, signalons que les fuites de carbone peuvent également passer par les marchés des possibles substituts aux produits intensifs en gaz à effet de serre, en particulier par les marchés des matières premières secondaires et des agro-carburants. Ainsi, si une région du monde instaure une politique climatique limitant les émissions de la sidérurgie, cette dernière va augmenter la part des ferrailles dans sa production d'acier, et diminuer celle du minerai de fer. Cette diminution peut se faire par augmentation de la part de ferrailles dans les aciéries intégrées et par un recours plus important aux aciéries électriques aux dépens des aciéries intégrées. Cette région du monde aura tendance à augmenter ses importations de

---

<sup>24</sup> Cette exception est constituée par l'une des variantes du modèle EPPA du MIT (Babiker, 2005) qui postule une substituabilité parfaite entre les biens intensifs en énergie domestiques et importés.

ferrailles, augmentant ainsi la part du minerai de fer, donc les émissions de la sidérurgie, dans le reste du monde. Le modèle de Mathiesen et Maestad (2004) est l'un des rares à représenter ce canal de fuites de carbone. De même, le soutien public à la consommation d'agro-carburants en Europe peut d'une part réduire la consommation de ces agro-carburants dans les pays en développement (si ces carburants sont exportés vers l'Europe), d'autre part pousser à la déforestation, soit directement pour produire des agro-carburants exportés vers l'Europe, soit indirectement pour compenser la baisse des surfaces destinées à la production alimentaire en Europe.

Enfin, il est important de rappeler que les politiques climatiques non globales ne génèrent pas que des fuites, mais aussi des effets d'entraînement (*spillovers*), autrement dit des réductions d'émissions dans le reste du monde. L'effet d'entraînement le plus connu est celui du progrès technique induit, qui se diffuse au moins en partie dans le reste du monde. Par exemple, sans les politiques de développement de l'éolien au Danemark puis en Allemagne, qui ont permis une baisse très importante du coût de cette énergie, la Chine n'aurait pas, fin 2010, une capacité installée de 42 GW, ce qui en fait le numéro un dans le monde devant les Etats-Unis (40) et l'Allemagne (27)(GWEC, 2011). Les simulations de Gerlagh et Kuik (2007) indiquent que quantitativement, ces effets d'entraînement sont au moins aussi importants que les fuites de carbone. On peut d'ailleurs penser à d'autres types d'effet d'entraînement. Ainsi, la mise en place d'une politique climatique dans une région du monde fournit une information précieuse pour concevoir ce type de politique dans d'autres pays. L'exemple le plus évident est constitué par le système de quotas de gaz à effet de serre européen, qui fait l'objet d'une grande attention aux Etats-Unis – juste retour des choses puisque le système de quotas de SO<sub>2</sub> mis en place dans les années 1990 aux Etats-Unis a lui-même été étudié par la Commission européenne pour concevoir son système de quotas de CO<sub>2</sub>. Sijm et al. (2004) fournissent une synthèse utile de l'ensemble des mécanismes de fuite de carbone et d'effets d'entraînement. Cependant, ces *spillovers* sont sans doute moins « médiatisables » qu'une fermeture d'usine, et les mettre en évidence ne suffira pas à calmer les inquiétudes quant aux éventuelles pertes de compétitivité et fuites de carbone entraînées par les politiques climatiques.

### **3.2. Pertes de compétitivité et fuites : quantifications ex ante**

#### **3.2.1. L'allocation des quotas dans le système européen de quotas échangeables de gaz à effet de serre**

Une fois prise la décision de mettre en place un système de quotas échangeables, bien des choix restent à faire. L'un des principaux concerne le lien à faire (ou non) entre plafond

d'émission et niveau de production courante<sup>25</sup>. Dans le système qui couvre les émissions de SO<sub>2</sub> aux Etats-Unis, cette question a été tranchée de manière très claire : le plafond d'émission (aussi bien pour chaque installation qu'au niveau agrégé) est complètement déconnecté du niveau de production courante. Il n'en n'est pas de même pour le système qui couvre les émissions de gaz à effet de serre en Europe, puisqu'il existe dans chaque Plan national d'allocation des quotas (PNAQ) une réserve de quotas gratuits pour les "nouveaux entrants", une notion extrêmement large puisqu'elle ne s'applique pas qu'à des nouvelles firmes, mais aussi à des nouvelles installations créées par des firmes existantes, ainsi qu'à des extensions de capacité sur des installations existantes. A partir de 2013, il n'y aura plus de PNAQ puisque l'allocation sera décidée directement par la Commission européenne, mais la réserve pour les nouveaux entrants sera maintenue. De plus, en cas de fermeture d'une installation, l'Etat membre dont relève cette installation est libre de continuer, ou non, de distribuer des quotas gratuits pour cette installation jusqu'à la fin de la période considérée (2005-07, puis 2008-12). Presque tous ont décidé de ne pas le faire. A partir de 2013, les installations qui fermeront cesseront également de recevoir des quotas (Commission européenne, 2011). Le plafond d'émissions dans le système de quotas européen est donc lié aux capacités de production disponibles et donc, indirectement, à la production (Ellerman 2008).

En revanche, la Commission européenne a toujours refusé d'instaurer un lien direct entre le niveau de production courante et la quantité de quotas. Cette position l'a ainsi opposé au gouvernement allemand sur la question des ajustements *ex post* que ce gouvernement a inclus dans son PNAQ de première période (2005-2007). L'Allemagne voulait en particulier pouvoir retirer des quotas aux installations dont la production constatée *ex post* était inférieure d'au moins 60% au niveau prévu dans le PNAQ. Le 7 novembre 2007, la Cour de justice de la Communauté européenne a donné raison à l'Allemagne (Weishaar, 2008), qui a pu appliquer cet ajustement à la baisse. Cependant, même dans les Etat membres qui ont adopté des ajustements *ex post*, comme l'Allemagne pendant la période 2005-2007, on est loin d'une allocation proportionnelle à la production courante, telle que défendue par les industries intensives en énergie (EPE, 2006; Schyns et Loske, 2008). Pour la 3<sup>e</sup> période (2013-2020), l'allocation de quotas sera centralisée au niveau de l'Union européenne, et l'allocation gratuite essentiellement limitée aux secteurs exposés à la concurrence internationale, mais le mode de distribution des quotas sera basé sur des niveaux de production calculés *ex ante*, non sur la production courante, même si – paradoxe – la Commission européenne (2011) a introduit une mesure d'ajustement *ex post* proche de celle qu'elle avait voulu interdire à l'Allemagne pour la période 2005-2007.

---

<sup>25</sup> Nous avons étudié cette question sous un angle différent dans la section 2.4 : nous analysions alors les implications d'indexer le plafond d'émissions *agrégé* sur la production courante, alors que nous analysons ici les conséquences d'une indexation des plafonds d'émissions *individuels*.



Le mode d'allocation des quotas dans le système européen est donc intermédiaire entre une allocation des quotas absolue, comme celle en vigueur aux Etats-Unis pour le SO<sub>2</sub>, et une allocation proportionnelle à la production courante.

Ce choix entre allocation absolue et allocation proportionnelle à la production a des implications importantes, que nous passons en revue dans un article publié dans *Climate Policy* (Quirion, 2009). En particulier, l'allocation proportionnelle à la production modifie la quantité de biens polluants produite. Par ailleurs, en cas d'allocation proportionnelle à la production (ou plus précisément de plafond d'émission proportionnel à la production, cf. note de bas de page suivante), le niveau d'émissions agrégé n'est pas connu avec certitude (cf. section 2.4)<sup>26</sup>. Enfin, l'un des principaux arguments exprimés en faveur d'un plafond d'émission proportionnel à la production est que ce système réduirait les fuites de carbone et les impacts négatifs sur la compétitivité, point que nous discutons dans la suite de ce troisième chapitre.

### **3.2.2. Un modèle multisectoriel**

Les représentants des secteurs industriels exposés à la concurrence internationale et gros émetteurs de CO<sub>2</sub> (acier, ciment...) ou gros consommateurs d'électricité (aluminium...) reprochent au système européen de quotas échangeables de gaz à effet de serre de les désavantager face aux producteurs de pays qui ne mettent pas en œuvre ce type de politique (Cf. par exemple Cembureau, 2006 ; EPE, 2006 ; Eurofer, 2005). Ils accusent ce système de créer des "fuites de CO<sub>2</sub>" en entraînant une augmentation de la production de ces biens, donc des émissions, dans le reste du monde, d'autant que les émissions par unité produite y sont souvent plus élevées qu'en Europe. Il s'agit du principal argument à l'encontre d'une généralisation de la vente aux enchères des quotas, qui constitue le mode d'allocation le plus efficace en économie fermée (Goulder et al., 1999 ; Grubb et Neuhoﬀ, 2006).

---

<sup>26</sup> Notons qu'il est possible de séparer ces deux questions puisqu'on peut corriger l'allocation proportionnelle à la production de manière à maintenir un objectif global fixe pour l'ensemble des émissions couvertes par le système de quotas. Dans ce système, étudié par Fischer (2001) et Schyns et Loske (2008), l'allocation de chaque installation ne serait plus indexée uniquement sur la production de cette installation mais sur cette production (positivement) et sur un indice de la production couverte par l'ensemble du système (négativement). Supposons par exemple un système d'échange de quotas limité à deux installations : une aciérie qui reçoit deux quotas par tonne d'acier et une cimenterie qui reçoit un quota par tonne de ciment. La production anticipée de chaque installation est de 100 tonnes, la production constatée *ex post* de 115 tonnes pour l'aciérie, de 100 tonnes pour la cimenterie. L'aciérie recevrait 200 quotas en allocation forfaitaire, 230 en allocation proportionnelle à la production ; dans ce dernier cas, le plafond global serait de 330 tonnes de CO<sub>2</sub> contre 300 anticipées, soit 10% de plus. La combinaison de l'allocation proportionnelle à la production et d'un objectif global fixe consisterait à appliquer à ce plafond une correction à la baisse en le divisant par (1+0,1). L'aciérie disposerait ainsi de 209 quotas et la cimenterie de 91, soit toujours un total de 300 quotas.

Parmi les propositions destinées à résoudre ce problème, nous étudions les deux principales : une Allocation Proportionnelle à la Production courante, notée APP, et une vente des quotas aux Enchères avec Ajustement aux Frontières, notée EAF.

- *En APP*, la quantité de quotas gratuits reçue par chaque industriel est proportionnelle à sa production (en pratique, on peut imaginer une première phase de distribution de quotas basée sur une prévision de production, suivie d'un ajustement quand la production effective est connue, quelques mois après la fin de l'année)<sup>27</sup>.
- *En EAF*, la production des biens exportés hors de l'UE est exemptée de quotas. Symétriquement, les importateurs vers l'UE de biens intensifs en CO<sub>2</sub> doivent acheter des quotas à hauteur d'une estimation des émissions entraînées par la production de ces biens selon la "meilleure technologie disponible". Cette dernière est supposée émettre 80% des émissions unitaires de la production de ce bien dans l'Union européenne. L'ajustement aux frontières n'est donc que partiel, mais selon Ismer et Neuhoﬀ (2007), cette concession permet de rendre l'ajustement aux frontières compatible avec les règles de l'OMC<sup>28</sup>.

Nous étudions également deux autres variantes : une vente aux enchères sans ajustement aux frontières et un mode d'allocation hybride, dans lequel les quotas sont vendus aux enchères dans le secteur de l'électricité, qui est protégé de la concurrence internationale, et distribués en fonction de la production courante dans les secteurs exposés.

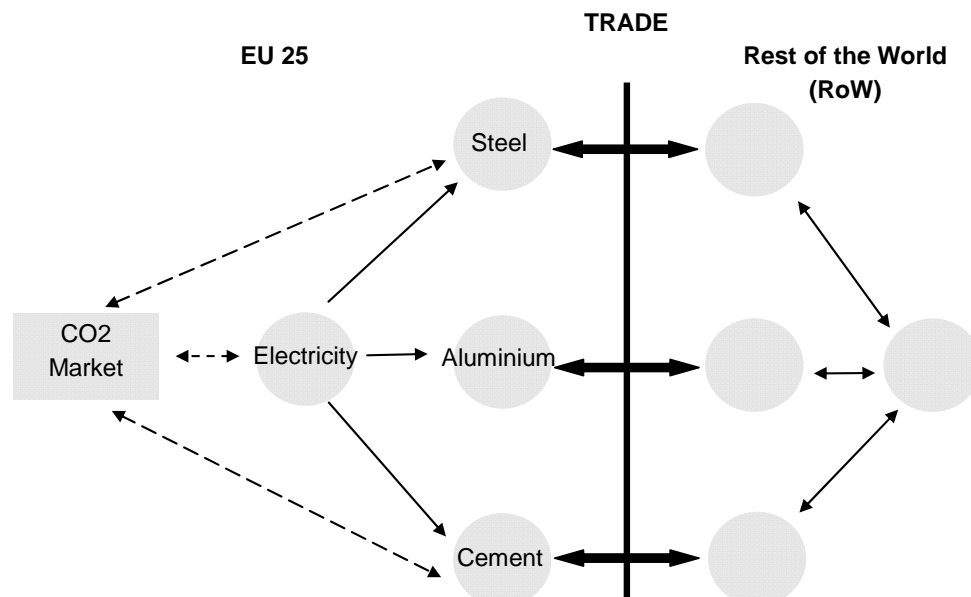
Nous utilisons pour cela le modèle CASE – pour *Cement, Aluminium, Steel and Electricity*, que j'ai développé au CIRED avec Damien Demailly puis avec Stéphanie Monjon. Il s'agit d'un modèle d'équilibre partiel statique en concurrence parfaite qui représente, à l'horizon 2015, trois secteurs couverts par le SEQE, à savoir l'électricité, le ciment et l'acier, ainsi que l'aluminium, potentiellement touché par la hausse du prix de l'électricité. Ces secteurs représentent les trois quarts des émissions couvertes par le SEQE. Les quatre secteurs sont liés par le marché de l'électricité, et les trois premiers le sont aussi par le marché du CO<sub>2</sub>. Ciment, acier et aluminium sont aussi liés au reste du monde par le commerce international, représenté par une formulation d'Armington (1969). Le monde est divisé en deux régions : l'UE 27 et le reste du monde, dont nous supposons qu'il ne met pas en œuvre de politique climatique. La demande de chaque bien est élastique à son prix. Comme les marchés sont en concurrence parfaite et que les courbes d'offre sont plates, le taux de transmission (*pass-through*) est de 100%, c'est-à-dire que les hausses du coût de production sont répercutées à 100% sur le prix

---

<sup>27</sup> L'APP se distingue donc de l'allocation absolue, encore appelée historique ou forfaitaire (*lump-sum*), dans laquelle la quantité de quotas gratuits ne dépend pas des décisions des industriels, par exemple le *grandfathering*, règle selon laquelle la quantité de quotas est proportionnelle aux émissions passées.

<sup>28</sup> Dans Monjon et Quirion (2010a), nous passons en revue les choix à faire pour adjoindre un ajustement aux frontières au système européen de quotas de gaz à effet serre, si cette décision devait être retenue.

de vente. Dans chaque secteur, les émissions par unité produite sont endogènes et diminuent avec le prix du carbone, selon une courbe de coût marginal de réduction des émissions calée sur celle du modèle Primes. Une description complète du modèle CASE est disponible dans Demailly et Quirion (2008c), tandis que la Figure 7 en fournit une représentation simplifiée.

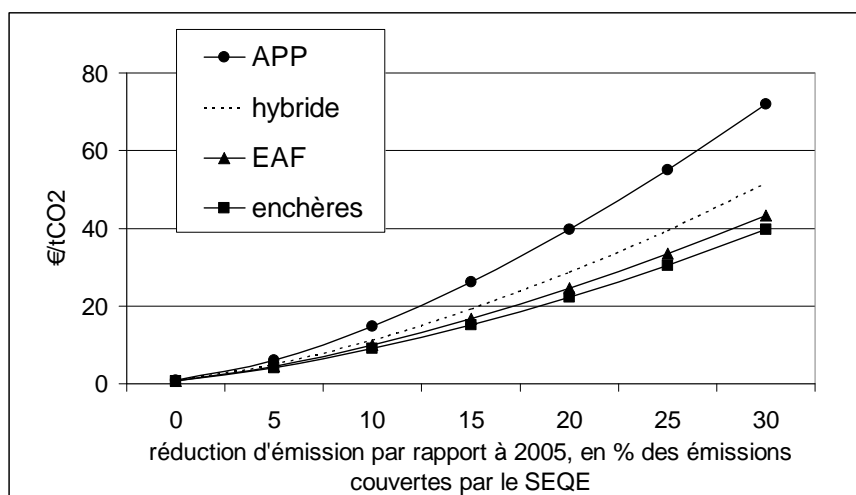


**Figure 7. Représentation simplifiée du modèle CASE**

Dans la variante APP, nous supposons que la baisse du taux d'allocation unitaire est la même dans chaque secteur, par rapport à 2005. L'axe des abscisses représente les réductions d'émissions par rapport au niveau constaté en 2005. Nous présentons successivement les résultats concernant le prix du CO<sub>2</sub>, la production, le ratio « fuites sur réductions d'émissions » (ou taux de fuites) et le coût économique agrégé.

### **Prix du CO<sub>2</sub>**

Comme le montre la figure 8 ci-dessous, pour un même niveau de réduction des émissions, le prix du CO<sub>2</sub> doit être beaucoup plus élevé en APP. En effet, l'APP revient (par rapport à la vente aux enchères) à subventionner la production des biens polluants. Cette dernière étant de ce fait plus élevée, il est nécessaire, pour atteindre un même niveau d'émissions agrégé, de réduire davantage les émissions par unité produite, ce qui implique d'avoir un prix du CO<sub>2</sub> plus élevé. Fischer (2001), Sterner et Isaksson (2006) ainsi que Sterner et Muller (2008) fournissent une démonstration analytique de ce résultat.



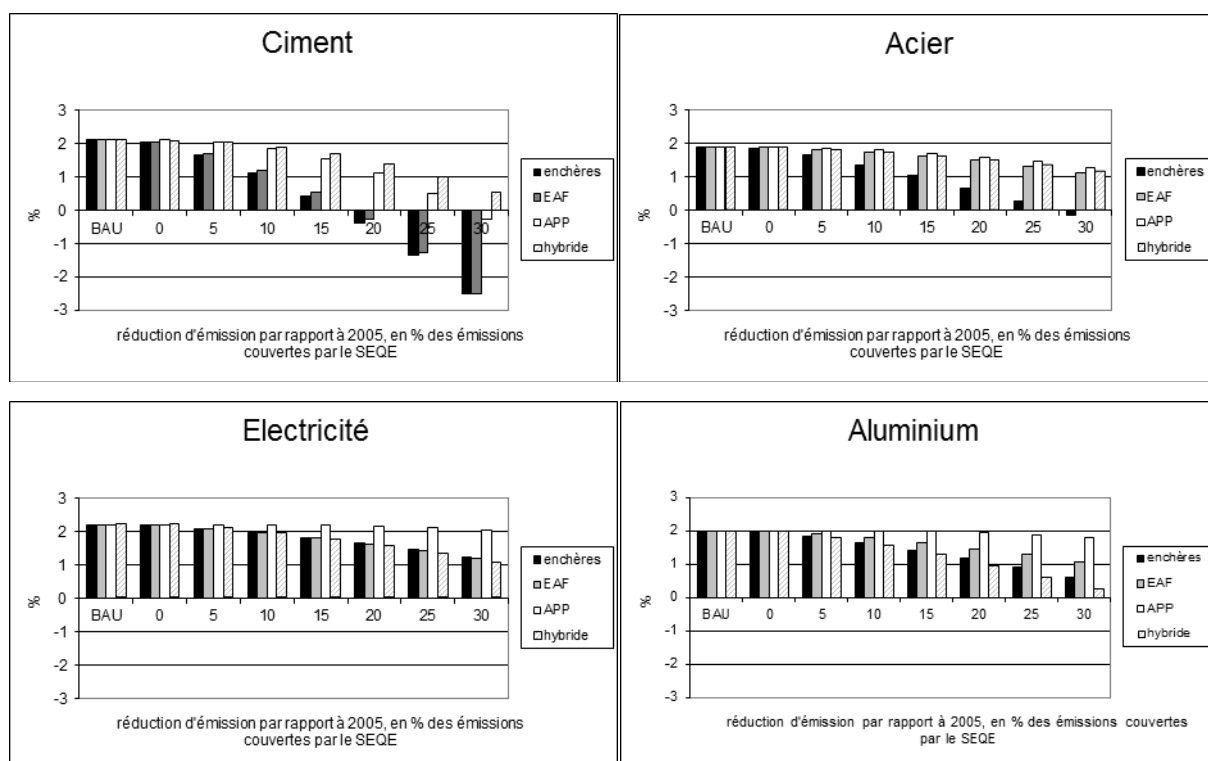
**Figure 8. Prix du CO<sub>2</sub>**

Le mode d'allocation hybride génère fort logiquement un prix du CO<sub>2</sub> intermédiaire entre ceux générés par l'APP et par les enchères. Quant à la variante avec ajustement aux frontières, EAF, elle génère un prix un peu plus élevé que la variante enchères pour la raison suivante : si l'on ne prend pas en compte les fuites de CO<sub>2</sub>, un moyen de réduire les émissions en Europe est de délocaliser une partie de la production dans le reste du monde. L'ajustement aux frontières empêche cette délocalisation, donc requière un prix du CO<sub>2</sub> légèrement plus élevé pour atteindre un niveau donné d'émissions en Europe.

### ***Impact sur la production***

Les secteurs modélisés subissent des pertes de production variables (cf. figure 9 ci-dessous). Le ciment est moins exposé à la concurrence internationale que l'acier ou l'aluminium (du fait de sa faible valeur à la tonne, qui induit de forts coûts de transport par unité de chiffre d'affaire), mais c'est le secteur avec le plus fort ratio CO<sub>2</sub>/chiffre d'affaire. Pour cette raison, c'est lui qui supporte les plus fortes pertes de production en cas de vente aux enchères. L'acier et l'aluminium, plus exposés à la concurrence internationale mais moins intensifs en CO<sub>2</sub>, subissent des pertes moindres, et c'est encore plus vrai de l'électricité, protégée de la concurrence internationale à l'échelle de l'UE<sup>29</sup>.

<sup>29</sup> Certes, il existe quelques interconnexions avec des pays voisins de l'Union européenne, mais elles sont quantitativement négligeables par rapport à la consommation électrique de l'UE dans son ensemble, aussi nous les négligeons ici.



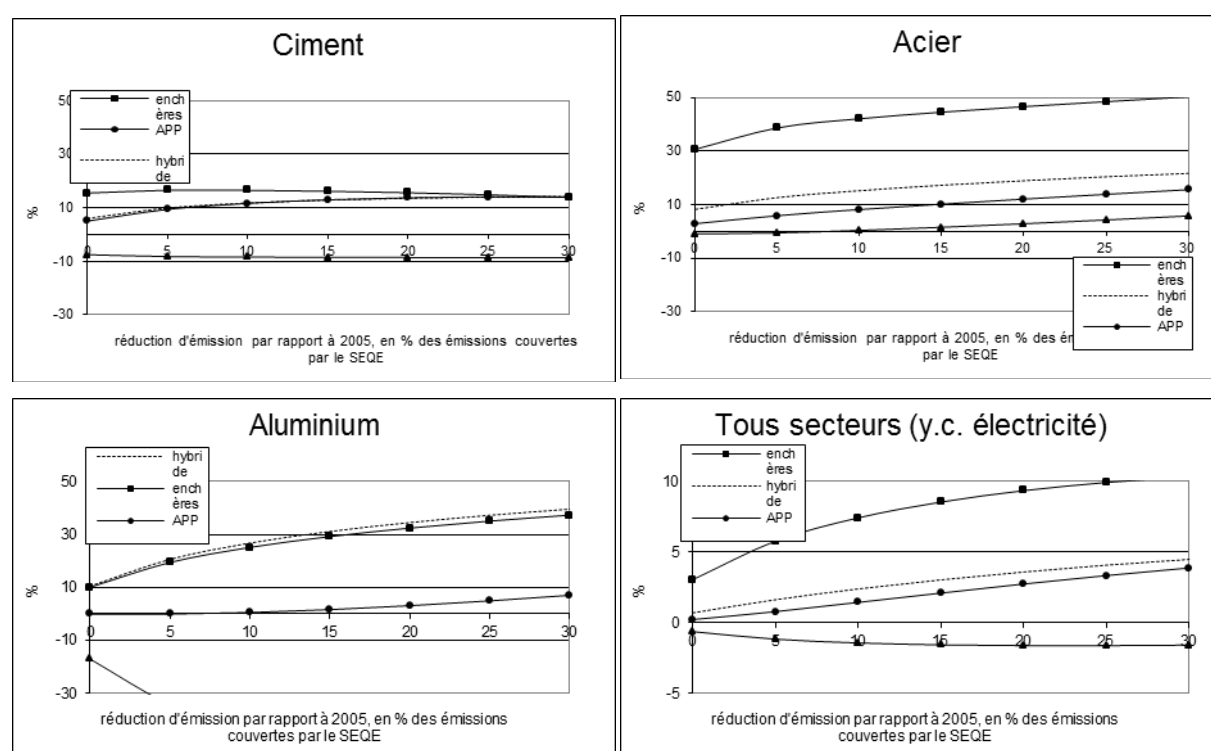
**Figure 9. Taux de croissance annuel moyen de la production entre 2005 et 2015**

Si l'on compare aux enchères les autres variantes de politiques économiques, on constate que dans les secteurs exposés, les pertes de production sont inférieures en EAF puisque l'ajustement aux frontières empêche les pertes de part de marché au profit des producteurs du reste du monde. L'inverse se produit dans l'électricité, à cause du prix plus élevé du CO<sub>2</sub> dans cette variante (cf. ci-dessus).

Pour un niveau de réduction d'émissions donné, l'APP réduit nettement moins la production que les autres variantes. L'explication est la suivante : l'APP revient (par rapport à la vente aux enchères) à subventionner la production des biens polluants, d'où une baisse de production plus faible, par rapport à la vente aux enchères. La production baisse tout de même légèrement par rapport au scénario BAU parce que les baisses d'émissions font augmenter le coût marginal de production, d'où une hausse du prix de vente des producteurs européens. Cette hausse du prix de vente entraîne une perte de production, en partie à cause d'une perte de parts de marché, en partie à cause d'une baisse de la consommation. La variante hybride a un impact différencié suivant les secteurs : les pertes de production sont faibles dans le ciment et l'acier, mais maximales dans l'électricité et l'aluminium, car le prix du CO<sub>2</sub> est alors plus élevé qu'avec la vente aux enchères, toujours pour un niveau de réduction d'émissions donné (cf. ci-dessus).

## Fuites de CO<sub>2</sub>

L'électricité n'étant presque pas soumise à la concurrence internationale (à l'échelle de l'UE), le ratio fuites sur réductions d'émissions y est proche de zéro et n'est donc pas indiqué sur la figure 10 ci-dessous. Ce ratio est plus élevé pour l'aluminium et surtout pour l'acier que pour le ciment, moins exposé à la concurrence internationale. En enchères, ce ratio sur l'ensemble de nos quatre secteurs croît avec l'ambition environnementale, passant de 3% pour une stabilisation des émissions à un peu plus de 10% pour 30% de réduction.



**Figure 10. Ratio fuites sur réductions d'émissions**

Par rapport aux enchères, les trois autres modes entraînent un ratio fuites sur réductions d'émissions bien plus faible. Ce ratio reste toujours inférieur à 5% avec les variantes APP et hybride, et est même légèrement négatif (environ -2%) en EAF. En effet, dans ce dernier cas, les importations nettes de l'UE diminuent car la hausse des prix des biens intensifs en CO<sub>2</sub> réduit la consommation de ces biens en Europe. Cela fait plus que compenser le faible gain de part de marché des producteurs du reste du monde, gain dû au fait que comme nous l'avons vu, l'ajustement aux frontières modélisé ici ne s'élève qu'à 80% des émissions moyennes des producteurs de l'UE.

### *Coût économique agrégé*

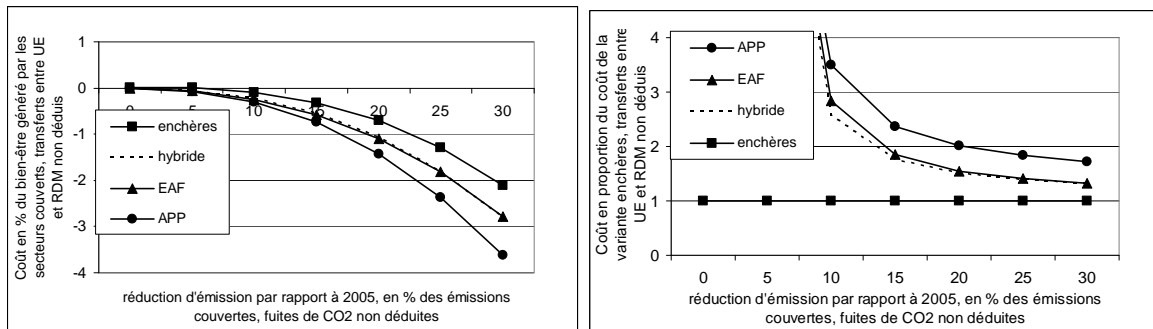
Nous définissons ici le coût économique agrégé comme la somme de la perte de surplus du consommateur et de la variation des revenus de l'Etat, par rapport au scénario tendanciel. Il s'agit d'une approximation qui n'est pas complètement satisfaisante mais qui est nécessaire dans un modèle d'équilibre partiel. Trois remarques sont ici utiles. D'une part, les revenus de l'Etat ne sont modifiés par la politique climatique que quand les quotas sont vendus aux enchères. D'autre part, du fait de la structure du modèle (concurrence parfaite et rendements constants), il n'y a pas de surplus du producteur<sup>30</sup>. Enfin, nous n'incluons pas dans le coût économique agrégé les dommages générés par les émissions de CO<sub>2</sub>, ce qui n'est pas gênant puisque nous comparons les variantes pour un même niveau d'émissions.

Nous allons le voir, la comparaison des différentes variantes quant au coût économique agrégé dépend étroitement de la manière dont on définit cet indicateur, et plus précisément dont on répond à deux questions : prend-on en compte les fuites de carbone ? Prend-on en compte les transferts de richesse entre l'UE et le reste du monde via la modification des termes de l'échange ?

Dans la figure 11 ci-dessous, nous présentons le coût économique de chaque variante sans prendre en compte ni ces fuites, ni ces transferts. Comme on pouvait s'y attendre, la variante "enchères" présente le coût le plus faible car elle permet de jouer de manière optimale sur les trois mécanismes de réduction des émissions : la baisse des émissions unitaires (pour environ les deux tiers, cf. Figure 14), la baisse de la consommation des biens polluants (pour environ 25%) et la délocalisation dans le reste du monde d'une partie des émissions (pour environ 6%). L'APP présente le coût le plus élevé car elle ne permet de jouer que marginalement sur les deux derniers mécanismes. La variante hybride présente fort logiquement un coût intermédiaire entre celui des deux variantes qu'elle combine, tandis que l'EAF présente également un coût intermédiaire entre celui de l'APP et celui des enchères, car elle présente sur l'APP l'avantage de mobiliser le mécanisme de baisse de la production des biens polluants, mais sur les enchères l'inconvénient de ne pas mobiliser le mécanisme de la délocalisation des émissions.

---

<sup>30</sup> Ce modèle ne permet donc pas de traiter la question de l'impact des politiques climatiques sur le profit et la valeur boursière des industries intensives en gaz à effet de serre. Au contraire, parce qu'il utilise une concurrence à la Cournot, le modèle du ciment développé avec Damien Demailly (Demailly et Quirion 2006, 2008b) permet d'aborder cette question politiquement importante. Cependant, dans un modèle à la Cournot, le taux de *pass-through* et donc l'impact sur le profit est extrêmement sensible à la forme de la fonction de demande. Le *pass-through* est par exemple beaucoup plus faible avec une demande linéaire qu'avec une demande isoélastique (Demailly et Quirion, 2008a ; Corchón, 2008, eq. 2.1). Les résultats sur ce point basés sur un modèle à la Cournot et sur une forme particulière de fonction de demande sont donc particulièrement fragiles.

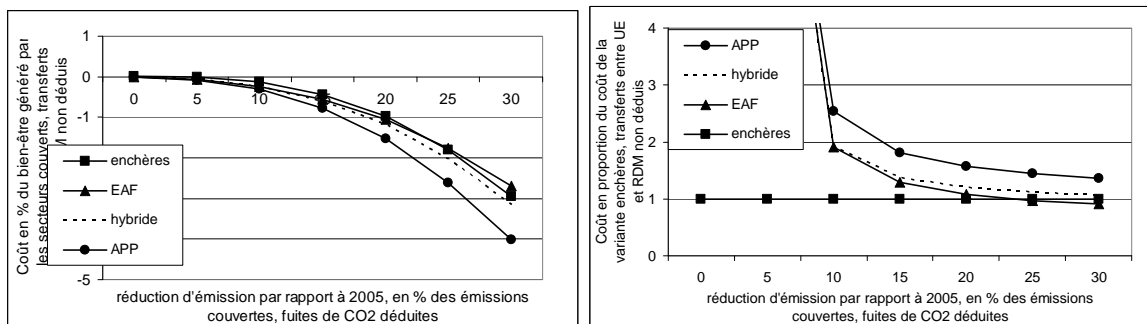


**Figure 11. Coût économique agrégé pour l'UE uniquement, sans prendre en compte les fuites.** A gauche : coût en pourcentage du bien-être généré par les secteurs couverts par le modèle. A droite : coût en proportion de la variante enchères.

Il est plus surprenant de constater que même en prenant en compte les fuites, les enchères restent la variante la moins coûteuse, en tout cas pour une baisse des émissions inférieure ou égale à 20% par rapport à 2005, même si l'écart de coût entre les variantes est nettement réduit (Figure 12). Pourquoi la variante enchères reste-t-elle moins coûteuse que la variante EAF, sauf pour des réductions d'émissions supérieures à 25% ? L'explication est la suivante : avec la variante enchères, le prix des exportations européennes augmente pour les consommateurs du reste du monde, d'où un transfert de richesses de ces consommateurs vers l'UE. Cet effet "termes de l'échange" n'est pas spécifique à notre modèle, il est présent dans tout modèle représentant le commerce international à la Armington (1969), cf. par exemple Bernard et Vielle (2003). Dans ce dernier modèle, comme dans le nôtre, cet effet est relativement plus important pour de faibles réductions des émissions, d'où des écarts de coûts relatifs en faveur de la variante enchères plus élevés pour de faibles réductions (partie droite de la Figure 11).

L'APP reste la politique la plus coûteuse pour la raison indiquée plus haut : l'incapacité à jouer significativement sur la baisse de la production des biens polluants. La capacité de l'APP à atténuer les fuites de CO<sub>2</sub> réduit son surcoût, par rapport à la Figure 10, mais ne l'annule pas.

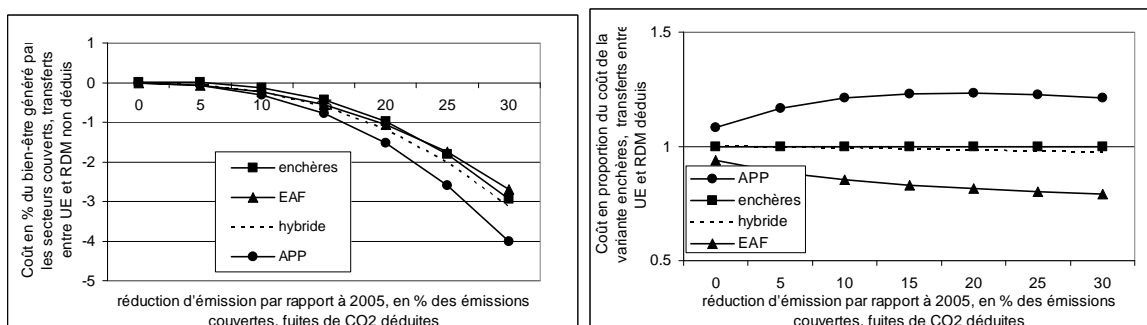




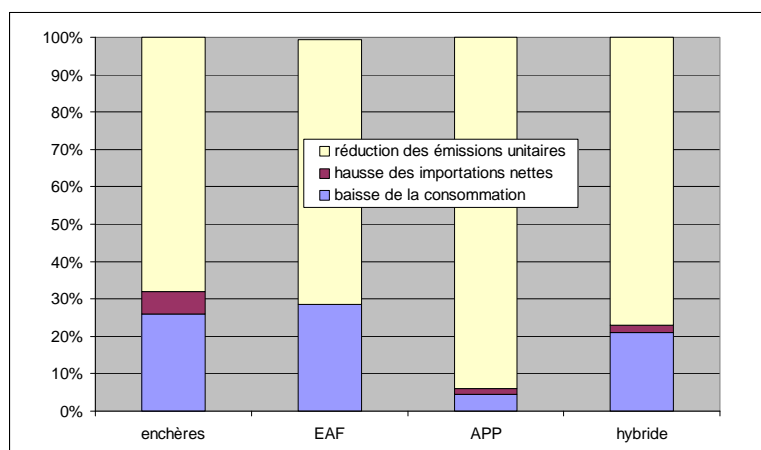
**Figure 12. Coût économique agrégé pour l'UE uniquement, en prenant en compte les fuites.** A gauche : coût en pourcentage du bien-être généré par les secteurs couverts par le modèle. A droite : coût en proportion de la variante enchères.

Dans la figure 13, qui présente le coût agrégé déduction faite du transfert entre les consommateurs du reste du monde et le budget de l'UE, la variante EAF présente le coût le plus faible car alors il est préjudiciable de transférer une partie de la production vers le reste du monde, où les émissions unitaires sont plus élevées qu'en Europe.

L'APP reste encore la politique la plus coûteuse, toujours du fait de son incapacité à jouer significativement sur la baisse de la production des biens polluants. En revanche, le coût économique de la variante hybride est très proche de celui des enchères : dans ce cas, la capacité de cette variante à réduire les fuites de CO<sub>2</sub> dans les secteurs du ciment et de l'acier compense la perte entraînée par le fait que, dans ces secteurs, on n'utilise pas assez le levier de la baisse de la production, et trop celui de la réduction des émissions par unité produite. Par rapport à l'APP, elle présente l'avantage d'augmenter le prix de l'électricité, et donc d'inciter à économiser cette dernière. Ces différences de coût entre les options ne sont pas négligeables : pour des réductions de 15 ou 20%, le coût de l'EAF est inférieur d'environ 20% à celui des enchères et celui de l'APP supérieur d'environ 30%.



**Figure 13. Coût économique agrégé pour le monde entier, en prenant en compte les fuites.** A gauche : coût en pourcentage du bien-être généré par les secteurs couverts par le modèle. A droite : coût en proportion de la variante enchères.



**Figure 14. Répartition des réductions d'émissions en Europe pour une baisse de 15% des émissions par rapport à 2005**

### 3.2.3. Ces résultats sont-ils robustes ?

La question immédiate qui surgit face à de tels résultats est bien sûr celle de leur robustesse. Les résultats présentés ci-dessus, parce qu'ils ont été obtenus à l'aide d'un modèle quantitatif, pourraient laisser penser qu'il est possible de quantifier les effets sur la compétitivité de manière précise. Mon point de vue est pourtant que c'est aujourd'hui impossible. En effet, le paramètre décisif pour quantifier le taux de fuite (en ce qui concerne les fuites qui transitent par le canal de la compétitivité, cf. section 3.1 ci-dessus) est le degré de substituabilité entre les produits fabriqués dans la zone qui met en place la politique climatique et ceux fabriqués dans le reste du monde. Ce point est établi par Demailly et Quirion (2008a) en équilibre partiel et par Gerlagh et Kuik (2007) en équilibre général. Dans la plupart des modèles, cette imparfaite substituabilité est représentée, comme dans l'article d'Armington (1969), par une fonction d'utilité CES dont l'élasticité de substitution (appelée dans ce contexte élasticité d'Armington) indique le degré de substituabilité entre les variétés domestiques et importées.

Malheureusement, les diverses estimations économétriques des élasticités d'Armington aboutissent à des résultats très variables, qui font conclure à Graichen et al. (2008, p. 29-30), à l'issue de leur revue de la littérature sur ce point: "the wide range of estimates casts doubts on the usefulness of most empirical estimates of Armington elasticities for policy recommendations."

Dans un article publié dans *Energy Economics* (Demailly et Quirion, 2008a), nous présentons un modèle d'équilibre partiel proche de celui présenté à la section 3.2.2 ci-dessus, mais limité à un seul secteur, celui de l'acier, et procédons à une analyse de sensibilité systématique. Il apparaît que le taux de fuite est extrêmement sensible aux élasticités prix des importations et

des exportations, qui sont directement liées aux élasticités d'Armington. Ce résultat invite à la plus grande prudence dans l'interprétation des résultats quantitatifs, en particulier sur le taux de fuite ou les pertes de production.

En revanche, si la robustesse des résultats n'est pas évidente du point de vue quantitatif, elle est bien plus forte quant à la comparaison des variantes de politique économique et des mécanismes qui conduisent à leurs résultats. A l'appui de cette dernière conclusion, nous avons construit un modèle mondial de l'industrie du ciment sans recourir à l'hypothèse d'imparfaite substituabilité entre variétés domestique et importée, mais en prenant en compte les coûts de transport, la concurrence imparfaite et les contraintes de capacité (Demailly et Quirion, 2006 et 2008b). Dans le premier document, nous comparons une allocation des quotas forfaitaire (qui, sous nos hypothèses, est équivalente à une mise aux enchères, sauf pour le profit) et une allocation en fonction de la production. Dans Demailly et Quirion (2008b), nous comparons une taxe (équivalente à un système de quotas aux enchères, sous nos hypothèses) avec et sans ajustement aux frontières. Dans les deux cas, la comparaison entre ces variantes aboutit à des conclusions cohérentes avec celles établies à la section 3.2.2 ci-dessus. En revanche, cette modélisation aboutit à un taux de fuite à peu près double de celui mis en évidence par le modèle comportant une modélisation à la Armington : environ 40% pour des quotas aux enchères en Europe sans ajustement aux frontières contre environ 20% avec la formulation d'Armington. Dans ce dernier cas, en effet, l'imparfaite substituabilité postulée entre les produits fabriqués en Europe et ceux fabriqués dans le reste du monde réduit nettement les pertes de part de marché des producteurs européens<sup>31</sup>.

### **3.3. Pertes de compétitivité dues à l'ETS : une analyse ex post**

Comme nous l'expliquions au début de ce document, le système de quotas européen a été mis en place en janvier 2005. Un peu plus de cinq années de données (janvier 2005-mai 2010) sont aujourd'hui disponibles pour observer l'effet éventuel du système de quotas européen sur la compétitivité industrielle et les fuites de carbone par ce canal. Cette période est suffisante pour tester l'hypothèse selon laquelle l'ETS aurait augmenté les importations nettes (c'est-à-dire la différence entre les importations et les exportations), ce qui peut se produire à court terme par le biais d'une baisse du taux d'utilisation des capacités de production en Europe, et d'une hausse de ce taux dans le reste du monde.

Il n'existe à ma connaissance aucun test de cette hypothèse dans la littérature, hormis ceux, très préliminaires, que j'ai réalisés avec Richard Baron, Julia Reinaud et Neil Walker, publiés dans Ellerman et al. (2010). Ce travail n'utilisant pas toutes les données aujourd'hui

---

<sup>31</sup> Il en est de même dans le modèle de Ponssard et Walker (2008).

disponibles, j'ai choisi de ne pas le présenter ici, mais de développer une analyse similaire à partir de données plus récentes.

Notons qu'au-delà de l'effet de court terme que l'ETS peut avoir sur la compétitivité en agissant sur le taux d'utilisation des capacités existantes (ce qui peut entraîner ce que l'on appelle *operationalleakage*, cf. partie 3.1 ci-dessus), il peut exister un effet de long terme par le biais des décisions d'ouverture et de fermeture de capacités de production (*investmentleakage*). Mettre en évidence ce dernier effet est cependant doublement difficile : d'une part, l'ETS existe sans doute depuis trop peu de temps, d'autre part l'effet potentiellement négatif d'un prix du CO<sub>2</sub> sur le niveau des capacités de production en Europe risque d'être masqué par la distribution de quotas gratuits pour les nouvelles installations et les extensions de capacité, et le fait que dans presque tous les Etats-membres, les installations qui ferment ne reçoivent plus de quotas (au moins sur le papier, cf. partie 3.1 ci-dessus). Aussi, nous limitons notre investigation au court terme, à l'*operationalleakage*.

### 3.3.1. Données et méthode

Notre variable endogène est constituée par les importations nettes (c'est-à-dire la différence entre importations et exportations) de l'UE 27, en données mensuelles, sur la période janvier 1999 – mai 2010, soit 138 points. Nous travaillons séparément sur quatre secteurs : ciment, acier, produits plats en acier et aluminium. Nous avons retenu les produits plats en acier, qui constituent un sous-ensemble de la catégorie « acier » parce que les produits plats sont généralement fabriqués dans des hauts-fourneaux, contrairement aux produits longs qui sont souvent produits dans des fours électriques. Les produits plats génèrent donc plus d'émissions de CO<sub>2</sub> par tonne produite que les produits longs et sont donc potentiellement plus sensibles que les produits en acier dans leur ensemble. Importations et exportations proviennent de la base de données ComExt d'Eurostat<sup>32</sup>. Nous utilisons les données en quantités physiques, en milliers de tonnes par mois. Il s'agit des importations et exportations avec le reste du monde seulement, donc sans prendre en compte le commerce entre deux Etats membres.

Les variables exogènes sont le prix du CO<sub>2</sub>, les indices d'activités des secteurs en aval et le taux de change effectif de l'euro.

- Le prix du CO<sub>2</sub> est une moyenne mensuelle simple des prix journaliers au comptant fournis par la CDC climat.

---

<sup>32</sup>DS-045409-EU27 Trade since 1995 by HS2, 4, 6 and CN8. Codes : 2523 (cement, including clinkers, whether or not coloured), 72 (iron and steel), 7208 (flat-rolled products of iron or non-alloy steel, of a width >= 600 mm, hot-rolled, not clad, plated or coated), 76 (aluminium and articles thereof).

- Les indices d'activité sont les indices désaisonnalisés de la production en volume d'Eurostat pour l'UE27, pour la construction<sup>33</sup> (qui regroupe bâtiments et travaux publics) et l'industrie manufacturière<sup>34</sup>. En effet, la construction constitue le débouché essentiel du secteur du ciment et un débouché important de la sidérurgie, tandis que l'industrie manufacturière constitue un débouché important pour la sidérurgie et l'aluminium.
- Le taux de change effectif de l'euro (exprimé en droits de tirage spéciaux du FMI, DTS) est tiré du site web du FMI<sup>35</sup>. Nous avons calculé les moyennes mensuelles à partir des valeurs journalières.

Pour que cette analyse soit valide, il faut que les variables exogènes le soient vraiment, c'est-à-dire qu'elles ne soient pas influencées par nos variables endogènes à savoir les importations nettes de ciment, d'acier ou d'aluminium. Ce serait le cas, en particulier, si une variation des importations nettes de ciment et d'acier (causée par exemple par une baisse de la compétitivité européenne dans ces secteurs) causait une variation d'émissions suffisante pour influencer significativement le prix du CO<sub>2</sub> sur l'EU ETS. Cela semble cependant très peu vraisemblable car, d'une part, le ciment et l'acier ne représentent chacun qu'environ 10% des émissions de l'EU ETS (l'aluminium n'est pas couvert), et d'autre part le commerce international ne représente qu'une petite partie de la production de ces secteurs. De même, si en théorie une hausse du prix des matériaux de base causée par la politique climatique pourrait réduire l'activité des secteurs aval, en pratique la part de ces matériaux dans la valeur de la production des secteurs aval est trop faible pour que cette éventualité soit réaliste<sup>36</sup>. Enfin, on ne voit pas pourquoi le taux de change serait influencé par la compétitivité de secteurs qui pèsent peu dans la balance commerciale de l'UE.

Il se pourrait que les variables explicatives jouent avec retard, du fait des délais pour réduire l'activité d'une usine et pour commercialiser les produits. Aussi, nous avons réalisé chacune des régressions en décalant de zéro, un, deux puis trois mois les variables explicatives<sup>37</sup>. Il serait fastidieux de montrer les résultats des régressions avec chacun de ces décalages et pour chaque secteur. Aussi, pour chaque secteur, nous montrons le résultat de la régression avec le décalage qui fournit le meilleur R<sup>2</sup> ajusté. De même, quand pour un secteur donné le R<sup>2</sup> ajusté

---

<sup>33</sup> sts\_copr\_m-Construction, indices de la production - données mensuelles - (2005=100) (NACE Rév.2)

<sup>34</sup> sts\_inpr\_m-Industrie, indices de la production - données mensuelles - (2005=100) (NACE Rév.2).

<sup>35</sup> <http://www.imf.org/external/np/fin/ert/GUI/Pages/CountryDataBase.aspx>

<sup>36</sup> En France en 2005, la part des matériaux de construction dans la valeur de la production des secteurs bâtiment et travaux publics est respectivement de 8% et 7%, et la part des éléments métalliques de 2% et 3%.

<sup>37</sup> Dans son étude sur le taux de transmission (*pass-through*) de la valeur des quotas de CO<sub>2</sub> dans les prix des produits industriels intensifs en CO<sub>2</sub>, CE Delft (2010) conclut que la transmission se fait dans un délai inférieur ou égal à trois mois. Nous n'avons donc pas testé des délais plus longs.

est meilleur sans le taux de change effectif, nous présentons le résultat sans cette variable explicative, qui s'avère souvent non significative.

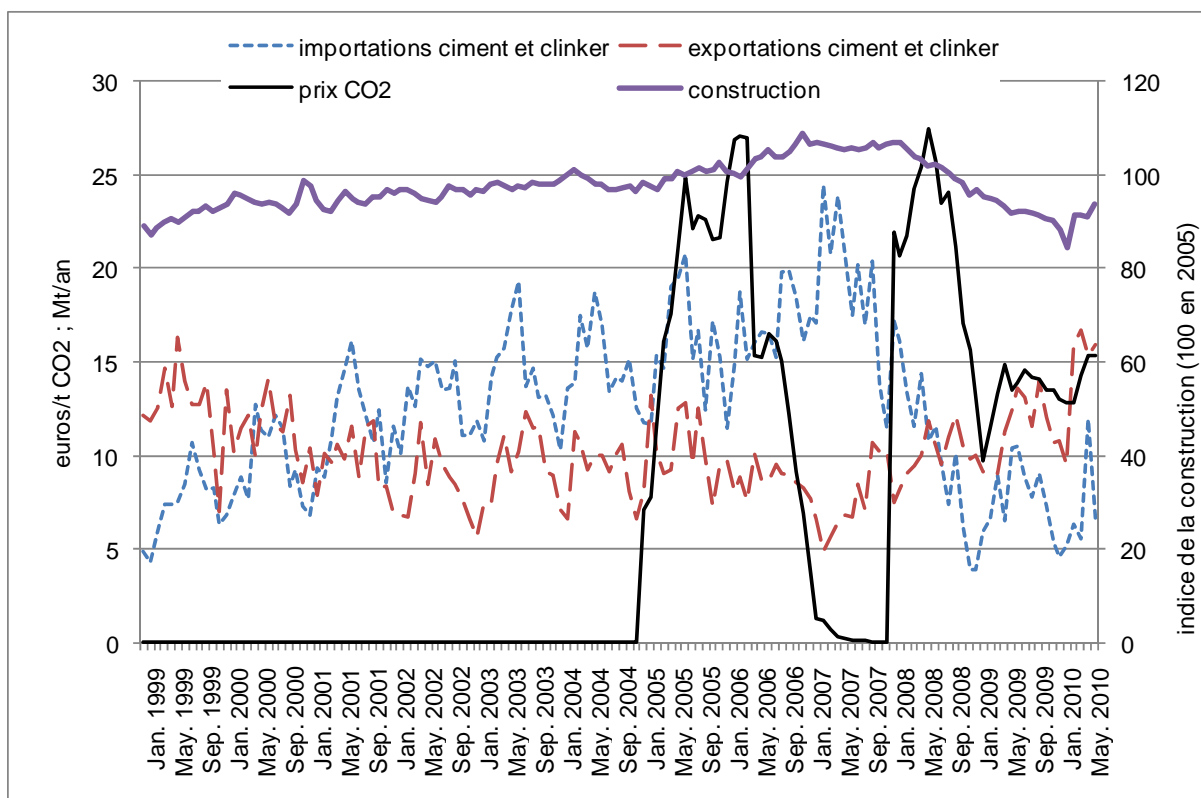
Le tableau 3 ci-dessous fournit les statistiques descriptives de base pour ces variables. Toutes les analyses statistiques et économétriques présentées dans ce chapitre ont été réalisées à l'aide du logiciel Stata.

Variable	Unit	Obs	Mean	Std. Dev.	Min	Max
-----+-----						
cement_net_imports	1000t/m	138	197.4686	490.8038	-928.6024	1630.709
steel_net_imports	1000t/m	138	179.5908	1046.367	-1792.282	2972.534
flat_steel_net_imports	1000t/m	138	-20.55921	113.238	-240.3337	309.6381
aluminium_net_imports	1000t/m	138	299.2748	69.42282	140.7693	474.7988
co2_price	¤/t CO2	138	6.87526	9.196577	0	27.41
manuf_indus_prod_index	100=2005	138	98.70986	5.952233	88.96	113.27
construction_prod_index	100=2005	138	97.50275	5.056493	84.4	109
exch_rate	SDR/euro	138	.8190036	.0788021	.6640205	.9669427

**Tableau 3. Statistiques descriptives pour les variables utilisées dans l'analyse économétrique**

### 3.3.1. Ciment et clinker

La Figure 15 ci-dessous montre les importations de ciment et clinker par l'UE27 (en excluant les importations provenant d'un autre pays de l'UE), leurs exportations (même remarque), le prix spot des quotas de CO<sub>2</sub> de l'EU ETS et l'indice de production du secteur « construction ».



**Figure 15. Importations et exportations de ciment et clinker, indice de la construction et prix du CO<sub>2</sub>, janvier 1999-mai 2010**

L'écart entre les deux premières courbes donne les importations ou les exportations nettes. Entre janvier 1999 et le début de l'année 2007, on constate une hausse régulière de l'indice de la construction ainsi qu'une hausse des importations et une baisse des exportations. De ce fait, l'UE27, qui était exportatrice nette en 1999, devient une importatrice nette à partir de 2001, avec un pic en 2007. L'indice de la construction se stabilise en 2007 puis décroît à partir du printemps 2008 jusqu'à atteindre sa valeur la plus basse en février 2010 et de remonter légèrement jusqu'à la fin de la période. A partir du milieu de l'année 2007, les importations commencent à baisser et les exportations à remonter, au point qu'à partir du milieu de l'année 2008, l'UE27 redevient exportatrice nette de ciment. Quant au prix du CO<sub>2</sub>, il est bien sûr nul avant le démarrage du marché en janvier 2005 puis augmente rapidement pour dépasser 20 euros entre juin 2005 et avril 2006. A cette date, l'arrivée de l'information sur les émissions de 2005 (supérieures aux allocations de quotas), combinée à l'interdiction du *banking* entre les deux premières périodes, provoque une baisse du prix spot du CO<sub>2</sub> qui tombe à trois centimes fin 2007. Entre janvier et octobre 2008, le prix dépasse à nouveau les 20 euros, avant de descendre en dessous de 10 euros en février lorsqu'il apparaît que la crise va réduire nettement la demande de quotas. Depuis avril 2009, le prix se maintient entre 13 et 16 euros.

« A vue d'œil », la dynamique des importations et exportations de ciment apparaît davantage déterminée par la conjoncture du secteur de la construction que par le prix du CO<sub>2</sub> : les

importations nettes augmentent puis diminuent parallèlement avec l'indice de production de la construction. A l'inverse, la première période de prix élevé du CO<sub>2</sub> n'entraîne pas de changement perceptible des importations ni des exportations, tandis que la seconde coïncide avec une baisse marquée des exportations nettes. Quant à la période de pic des importations nettes, en 2007, elle correspond à la période de prix très bas des quotas de CO<sub>2</sub>.

Pour aller au-delà de cette analyse qualitative, nous avons mené une analyse économétrique très simple en estimant le modèle suivant :

$$cement = a_p co2_{price} + a_c construction + a_e exch_{rate} + cons + \varepsilon$$

Où  $a_p, a_c, a_e$  et  $cons$  sont les coefficients à estimer et  $\varepsilon$  est un résidu.

Une régression par la méthode des moindres carrés ordinaires est biaisée par une forte autocorrélation positive des résidus, révélée par la valeur faible (proche de 1) du test  $d$  de Durbin-Watson. Des régressions de Prais-Winsten (Prais et Winsten, 1954) ou de Cochrane-Orcutt (Cochrane et Orcutt, 1949), conçues pour faire face à ce problème, le corrigent avec succès, comme le montre le tableau 4 ci-dessous, qui présente le résultat d'une régression de Prais-Winsten<sup>38</sup> en retardant les variables explicatives d'un mois, variante qui procure le meilleur R<sup>2</sup> ajusté. Le résultat est conforme à ce que révèle l'examen qualitatif : le coefficient de l'indice de la construction est positif et significatif à 1% tandis que celui du prix du CO<sub>2</sub> n'est pas significatif au seuil de 5%. Le taux de change n'est pas significatif non plus.

La non-significativité du prix du CO<sub>2</sub> est robuste : que le taux de change soit inclus ou non parmi les variables explicatives et quel que soit le décalage retenu pour celles-ci, le coefficient du prix du CO<sub>2</sub> n'est jamais à la fois positif et statistiquement significatif. Il est statistiquement significatif mais négatif pour certains décalages. On ne saurait bien sûr en conclure que l'ETS a eu un impact positif sur la compétitivité de ciment européen, car on ne voit pas quel mécanisme économique pourrait expliquer un tel impact. Certes, ce secteur a bénéficié d'une généreuse distribution de quotas gratuits, mais celle-ci n'étant pas proportionnelle à la production, elle ne devrait pas avoir d'impact de court terme sur la production et les importations nettes (cf. section 3.2 ci-dessus).

---

<sup>38</sup> L'algorithme de Cochrane-Orcutt est présenté dans la plupart des manuels d'économétrie. La transformation de Prais-Winsten améliore cet algorithme en permettant, contrairement à ce dernier, d'utiliser la première observation dans l'estimation, ce qui constitue un avantage significatif lorsque l'échantillon est de petite taille. Lorsqu'au contraire on dispose d'un nombre important d'observations, comme ici (138 observations), les deux procédures conduisent à des résultats très voisins, ce que nous avons vérifié.



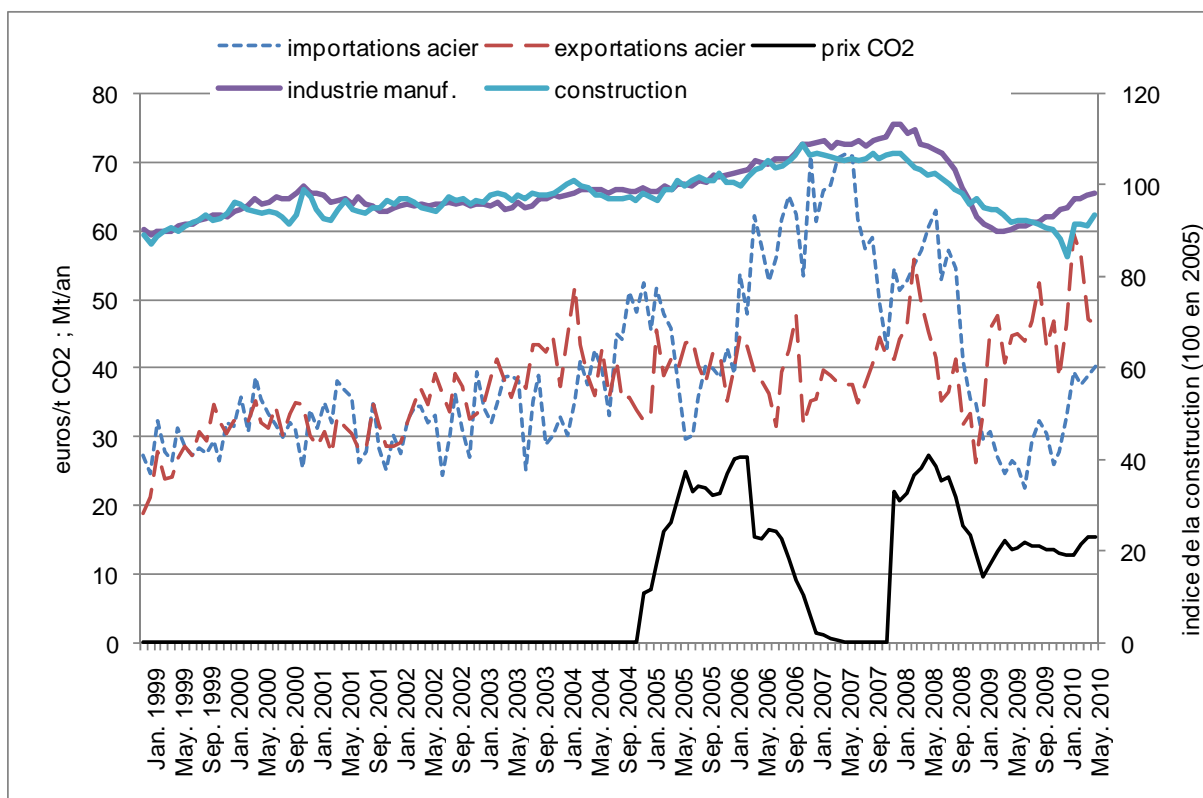
Source	SS	df	MS	Number of obs = 137			
Model	3599750.24	3	1199916.75	F( 3, 133)	=	17.91	
Residual	8908314.11	133	66979.8054	Prob> F	=	0.0000	
				R-squared	=	0.2878	
				Adj R-squared	=	0.2717	
Total	12508064.4	136	91971.0614	Root MSE	=	258.8	
cement	Coef.	Std. Err.	t	P> t	[95% Conf. Interval]		
co2_price	-9.477122	5.678431	-1.67	0.097	-20.70884	1.754595	
construction	66.83253	9.255567	7.22	0.000	48.52538	85.13968	
exch_rate	-479.6591	740.2065	-0.65	0.518	-1943.759	984.4408	
_cons	-5864.098	909.0249	-6.45	0.000	-7662.114	-4066.082	
rho	.5412953						
Durbin-Watson statistic (original)				1.037040			
Durbin-Watson statistic (transformed)				2.160837			

**Tableau 4. Résultat de la régression de Prais-Winsten pour ciment et clinker, variables explicatives retardées d'un mois**

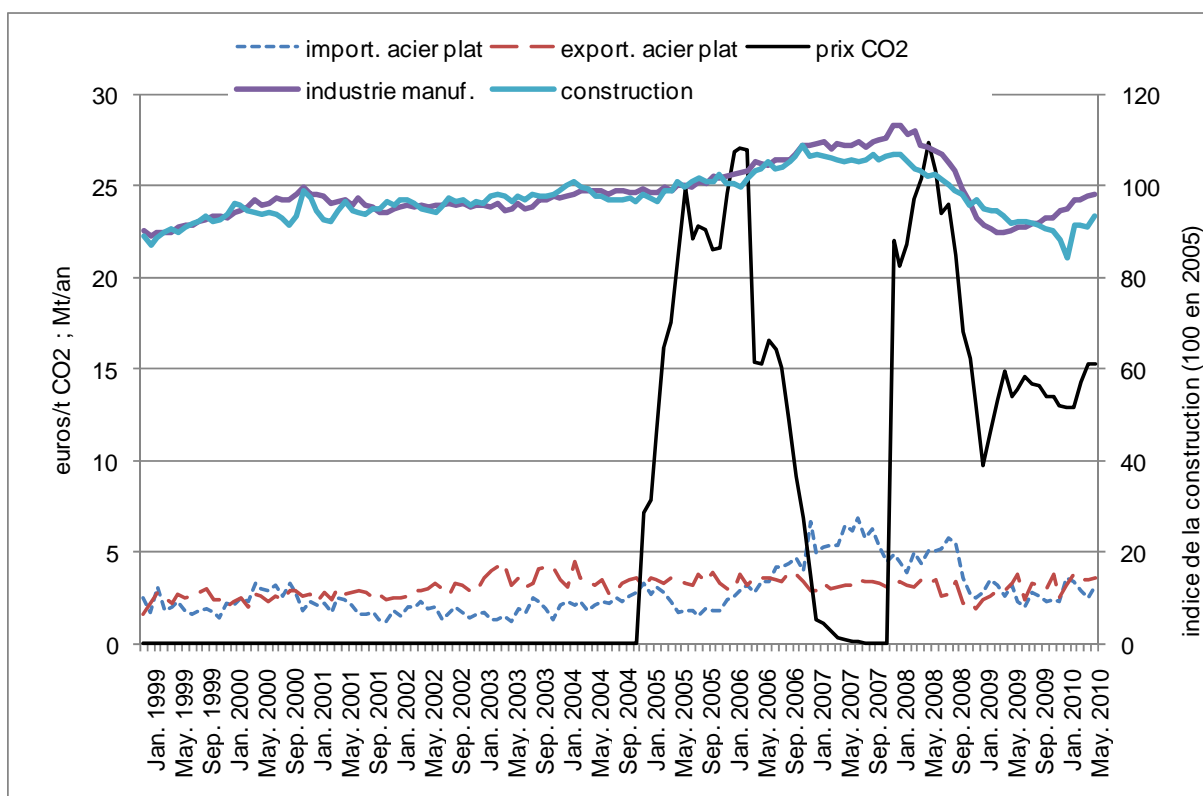
### 3.3.2. Acier

Les figures 16 et 17 ci-dessous représentent les importations et exportations d'acier et d'acier plat, respectivement. Comme ci-dessus pour le ciment, nous représentons également le prix du CO<sub>2</sub> et l'indice de la construction, mais aussi l'indice de l'industrie manufacturière, qui suit à peu près la même évolution que celui de la construction, avec cependant une baisse plus marquée lors de la crise, suivie d'un rebond plus rapide. On constate que les importations et exportations d'acier sont à peu près équilibrées jusqu'en 2005, puis que l'UE27 devient une importatrice nette entre mars 2006 et janvier 2009, avant de devenir exportatrice nette. La période de fortes importations nettes coïncide avec le maximum des indices de production, tandis que les fortes exportations nettes coïncident avec la crise qui débute en 2008.

La situation est un peu différente dans l'acier plat où les exportations sont particulièrement stables tout au long de la période. Cela peut sans doute s'expliquer par le fait que l'Europe exporte des produits de haute qualité (qui servent entre autres à fabriquer des tôles pour automobile) avec sans doute des relations de long terme entre fournisseurs et clients. Les importations sont plus sensibles à la conjoncture que les exportations, avec une hausse entre l'été 2005 et l'été 2007 et une baisse à partir du déclenchement de la crise. Que ce soit pour l'acier dans son ensemble ou pour l'acier plat, on ne distingue en tout cas aucune corrélation entre importations nettes et prix du CO<sub>2</sub>.



**Figure 16. Importations et exportations d'acier, indice de la construction et prix du CO<sub>2</sub>**



**Figure 17. Importations et exportations d'acier plat, indice de la construction et prix du CO<sub>2</sub>, janvier 1999-mai 2010**

L'analyse économétrique confirme cette analyse qualitative. Notons tout d'abord que du fait de la forte corrélation entre les deux indices de production, l'un des deux (en l'occurrence celui de la construction) apparaît non significatif. Nous présentons donc ici les modèles sans l'indice de la construction, et sans le taux de change car cette dernière variable dégrade le  $R^2$  ajusté.

$$steel = a_p co2_{price} + a_m manif\_ind + cons + \varepsilon$$

$$flat\_steel = a_p co2_{price} + a_m manif\_ind + cons + \varepsilon$$

Où  $a_p$ ,  $a_m$  et  $cons$  sont les coefficients à estimer et  $\varepsilon$  est un résidu.

Pour les deux types d'acier, et comme pour le ciment, le prix du CO<sub>2</sub> n'est pas significatif, et ce quel que soit le retard considéré (0 à 3 mois). Au contraire, l'indice de l'industrie manufacturière est positif et significatif à 1% pour l'acier en général, mais à seulement 6% pour l'acier plat. Ce dernier résultat reflète sans doute le caractère particulier des exportations d'acier plat mentionné ci-dessus (la faible sensibilité à la conjoncture, peut-être due à des relations stables entre client et fournisseurs pour des produits de haute qualité).

Source	SS	df	MS	Number of obs = 136			
				F( 2, 133) = 12.22			
Model	5689319.39	2	2844659.7	Prob> F = 0.0000			
Residual	30963391.8	133	232807.457	R-squared = 0.1552			
				Adj R-squared = 0.1425			
Total	36652711.2	135	271501.565	Root MSE = 482.5			
steel	Coef.	Std. Err.	t	P> t	[95% Conf. Interval]		
co2_price	-15.27489	13.33318	-1.15	0.254	-41.6474	11.09762	
manuf_ind	117.1672	23.80262	4.92	0.000	70.08653	164.2478	
_cons	-11273.92	2325.118	-4.85	0.000	-15872.92	-6674.93	
rho	.7415306						
Durbin-Watson statistic (original)			0.522853				
Durbin-Watson statistic (transformed)			2.088882				

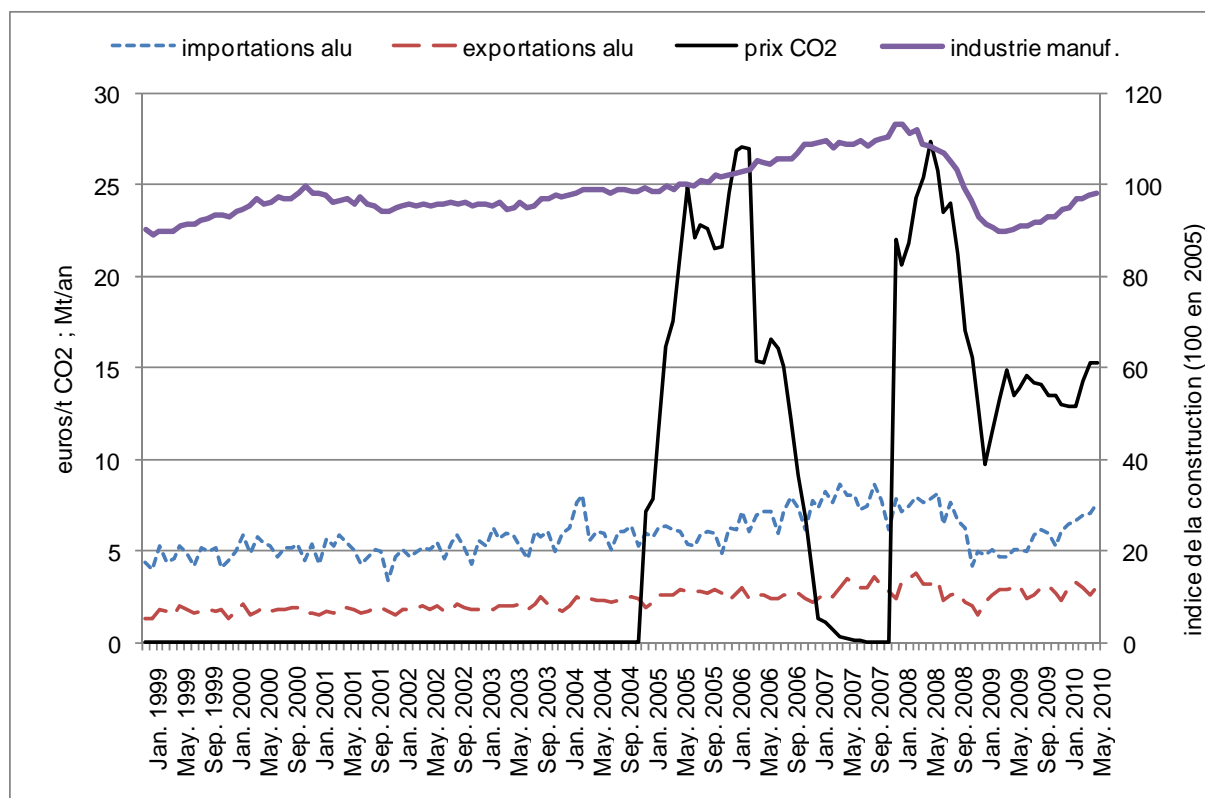
**Tableau 6. Résultat de la régression de Prais-Winsten pour l'acier, variables explicatives retardées de deux mois**

Source	SS	df	MS	Number of obs = 138		
					F( 2, 135) =	2.62
Model	14975.6866	2	7487.84328	Prob> F	=	0.0765
Residual	385885.638	135	2858.41213	R-squared	=	0.0374
					Adj R-squared =	0.0231
Total	400861.324	137	2925.99507	Root MSE	=	53.464
flat_steel	Coef.	Std. Err.	t	P> t	[95% Conf. Interval]	
co2_price	1.315071	1.674305	0.79	0.434	-1.99619	4.626331
manuf_ind	6.34816	3.293522	1.93	0.056	-.1654133	12.86173
_cons	-651.6952	322.285	-2.02	0.045	-1289.076	-14.31472
rho	.8257419					
Durbin-Watson statistic (original)				0.381224		
Durbin-Watson statistic (transformed)				2.437542		

**Tableau 7. Résultat de la régression de Prais-Winsten pour l'acier plat, pas de variables retardées**

### 3.3.3. Aluminium

La figure 18 ci-dessous représente les importations et les exportations d'aluminium et de produits en aluminium. Contrairement à ce qui se passe pour les autres produits mentionnés ci-dessus, l'UE27 est importatrice nette sur toute la période. Cependant, comme pour les autres produits, les importations ont tendance à suivre la conjoncture, tandis que les exportations sont relativement stables, comme pour l'acier plat. Ici encore, on ne voit pas de corrélation entre prix du CO<sub>2</sub> et importations nettes. Notons que jusqu'en 2012, les émissions directes de CO<sub>2</sub> de l'aluminium ne sont pas couvertes par l'EU ETS ; s'il doit y avoir un effet de l'ETS sur la compétitivité, il ne peut être qu'indirect, par le biais de la répercussion de la valeur des quotas de CO<sub>2</sub> sur le prix de l'électricité, qui forme une part importante du coût de production de l'aluminium. Cette répercussion n'étant pas immédiate pour des industriels qui bénéficient souvent de contrats de fourniture d'électricité à long terme (Reinaud, 2008), cela pourrait expliquer l'absence d'effet visible du prix du CO<sub>2</sub> sur les importations nettes d'aluminium.



**Figure 18. Importations et exportations d’acier, indice de la construction et prix du CO<sub>2</sub>, janvier 1999-mai 2010**

L’estimation du modèle ci-dessous confirme ici encore l’analyse qualitative (tableau 8) : l’indice de l’industrie manufacturière est positif et significatif à 1%, quel que soit le retard considéré. De manière surprenante, le coefficient du prix du CO<sub>2</sub> est bien significatif (à 2%) mais il s’avère négatif. Il devient même significatif à 1% pour un retard d’un mois et reste significatif à 5% pour un retard de deux mois. On ne saurait bien sûr en conclure que l’ETS a eu un impact positif sur la compétitivité de l’aluminium européen, car on ne voit pas quel mécanisme économique pourrait expliquer un tel impact. Même la distribution de quotas gratuits ne peut en être à l’origine puisque l’aluminium, dont les émissions directes ne sont pas couvertes par l’ETS jusqu’en 2012, n’en a pas bénéficié.

$$aluminium = a_p co2_{price} + a_m manu\_ind + cons + \varepsilon$$

Source	SS	df	MS	Number of obs = 138		
				F( 2, 135) = 44.97		
Model	212524.164	2	106262.082	Prob> F = 0.0000		
Residual	318993.677	135	2362.91613	R-squared = 0.3998		
				Adj R-squared = 0.3910		
Total	531517.842	137	3879.69227	Root MSE = 48.61		
aluminium	Coef.	Std. Err.	t	P> t	[95% Conf. Interval]	
co2_price	-1.391318	.5888271	-2.36	0.020	-2.555837	-.2267992
manuf_ind	8.658393	.9151009	9.46	0.000	6.848605	10.46818
_cons	-545.6205	89.11916	-6.12	0.000	-721.8708	-369.3702
rho	.1906832					
Durbin-Watson statistic (original)			1.605901			
Durbin-Watson statistic (transformed)			2.053670			

**Tableau 8. Résultat de la régression de Prais-Winsten pour l'aluminium, pas de variables retardées**

### 3.3.4. Conclusion

L'analyse de l'évolution des importations nettes de l'UE 27 sur la période janvier 1999 – mai 2010 ne permet pas de mettre en évidence un impact négatif de l'ETS sur la compétitivité industrielle, que ce soit pour le ciment, l'acier ou l'aluminium.

Certes, il serait possible et sans doute souhaitable de prolonger cette analyse, qui reste préliminaire, en utilisant des méthodes de traitement des séries temporelles plus sophistiquées. Reste que si l'effet dévastateur de l'EU ETS sur la compétitivité décrit par certains lobbyistes industriels s'était matérialisé, il devrait pouvoir être mis en évidence même avec des méthodes simples comme celles mises en œuvre ici.

Cette conclusion tranche avec les sombres prédictions formulées par les associations industrielles européennes lors de la négociation de l'ETS, puis du paquet climat énergie adopté en décembre 2008. Au moins deux interprétations sont possibles. Selon la première, l'industrie aurait exagéré sa sensibilité à une politique climatique unilatérale, sensibilité qui serait en fait faible au moins pour les prix du CO<sub>2</sub> que l'on a connus jusqu'ici. Selon la deuxième, la distribution gratuite et généreuse de quotas à l'industrie européenne aurait permis de maintenir la compétitivité de cette dernière. Un raisonnement économique standard invite à retenir la première interprétation : la distribution de quotas gratuits n'étant pas liée à la production mais seulement aux *capacités* de production, elle ne devrait pas avoir d'influence, sous des hypothèses standard, sur les décisions de production à court terme, celles étudiées dans cette section, mais seulement sur les décisions de plus long terme, une fois que les

capacités de production ont pu être ajustées par l'ouverture de nouvelles installations, l'extension de capacité existantes et la fermeture d'anciennes installations.

Si cette conclusion est juste, les résultats présentés dans cette section indiquent que même dans les secteurs généralement considérés comme les plus sensibles, à savoir le ciment, l'acier et l'aluminium, l'ETS n'a pas entraîné de fuites de carbone statistiquement décelable. Corollaire, le passage à une allocation proportionnelle à la production courante, défendue entre autres par l'industrie française (EPE, 2006), se trouve privée de sa principale justification.

## 4. Quelle implication des pays en développement dans l'atténuation du changement climatique ?

### 4.1. Introduction

Pour beaucoup d'économistes, par exemple Tirole (2009), l'architecture internationale idéale en matière de lutte contre le changement climatique consiste à appliquer un prix mondial du carbone à tous les secteurs et tous les pays (sous forme d'une taxe ou de quotas échangeables), associé à des transferts internationaux pour prendre en compte l'équité et les différences de consentement à payer pour la préservation du climat. Cependant, il est peu probable que cette proposition reçoive l'aval des principaux pays émetteurs du monde en développement<sup>39</sup>. De plus, si les montants des transferts sont importants, elle peut également se voir refusée par les pays développés, réticents à payer pour du « *hot air* tropical<sup>40</sup> » (Philibert, 2000).

Aussi, des chercheurs (par exemple Sawa, 2008 ou Schmidt et al., 2008), des représentants d'ONG (Climate Action Network, 2003) et d'organisations industrielles (WBCSD, 2009) et récemment la Commission européenne (2009) ont proposé différentes approches « sectorielles », c'est-à-dire ne couvrant qu'un ou que quelques secteurs, pour les pays en développement. L'AIE (2009c) ainsi que Meckling et Chung (2009) passent en revue ces approches.

De manière assez surprenante, il n'existe que peu d'évaluations quantifiées de ces propositions. Certes, Amatayakul et al. (2008), AmatayakuletFenhann (2009) ainsi que Schmidt et al. (2008) quantifient le potentiel de réduction d'émissions que l'on peut attendre de ces approches, mais pas leur impact économique. A notre connaissance, les seuls auteurs qui ont évalué l'impact économique d'objectifs sectoriels sont Bosetti et Victor (2010), Meunier et Ponssard (2011) et Gavard et al. (2011). Bosetti et Victor étudient, entre autres, des scénarios dans lesquels les pays de l'OCDE imposent immédiatement un prix du CO<sub>2</sub> dans tous les secteurs tandis que les pays en développement imposent immédiatement un tel prix dans le secteur électrique seulement, les autres secteurs étant inclus à partir de 2030 (pour les pays à revenu intermédiaire) ou 2050 (pour les pays à bas revenus). A l'aide du modèle d'optimisation inter-temporelle WITCH, ces auteurs arrivent à la conclusion

---

<sup>39</sup> Nous développons ce point dans l'article sur lequel se base ce chapitre (Hamdi-Cherif et al., 2011a).

<sup>40</sup> En anglais, « *hot air* » signifie « baratin ». Cette expression a été appliquée aux quotas échangeables en excès des pays de l'ancien bloc soviétique, dont les émissions ont beaucoup baissé au début des années 1990 du fait de l'effondrement de leur industrie lourde et de la baisse des subventions à la consommation d'énergie. « *Tropical hot air* » désigne les quotas en excès dont les pays en développement pourraient eux aussi bénéficier si leur entrée dans un marché de quotas se faisait avec des plafonds d'émission inférieurs à leurs émissions tendancielles, comme les pays de l'ancien bloc soviétique.



suivante : “second best scenarios that see one sector regulated more aggressively and rapidly than others do not impose much extra burden when compared with optimal all-sector scenarios provided that regulations begin in the power sector (summary)”. Comme nous allons le voir, nous arrivons à une conclusion cohérente avec la leur, mais à l’aide d’un outil très différent : Imacsim-R, un modèle d’équilibre général hybride récursif à 12 secteurs et 12 régions (Cf. Crassous et al. (2006), Guivarch et al. (2009, 2010), Sassi et al. (2010)).

Meunier et Ponssard (2011) montrent l’intérêt d’une approche sectorielle avec un objectif en intensité sur les émissions de l’industrie lourde en Chine, un objectif absolu sur les émissions en Europe, un ajustement aux frontières sur les importations vers l’Europe et des transferts pour financer la réduction des émissions du secteur électrique en Chine. Enfin, dans un travail postérieur au nôtre et réalisé avec un modèle du même type (EPPA du MIT), Gavard et al. (2011) étudient une approche sectorielle portant sur les émissions du secteur électrique chinois, avec des résultats cohérents avec ceux présentés dans ce chapitre.

Nous choisissons de modéliser une approche sectorielle dans la production d’électricité pour trois raisons. Premièrement, il s’agit du premier secteur émetteur au niveau mondial : 41% des émissions de CO<sub>2</sub> en 2007 provenaient du secteur « électricité et chaleur » (principalement électricité) selon l’AIE (2009a). Ensuite, un investissement massif dans les capacités de production est attendu dans les prochaines décennies : 4,8 TW entre 2007 et 2030 selon l’AIE (2009b). Éviter un *lock-in* dans les techniques intensives en CO<sub>2</sub> est donc essentiel. Enfin, ce secteur bénéficie d’un potentiel de réduction de ses émissions important à un coût modéré, comparé en particulier au secteur des transports (Clapp et al., 2009).

Nous simulons deux scénarios sectoriels dans lesquels les pays développés adoptent des engagements quantifiés échangeables type Kyoto sur l’ensemble de leurs émissions, tandis que les pays en développement adoptent une politique climatique uniquement dans le secteur électrique. Cette politique prend la forme d’un système de quotas échangeables lié à celui des pays développés, ce qui égalise le prix du carbone entre ces deux zones. Nos deux scénarios se distinguent uniquement (mais nous allons voir que cette distinction a des conséquences économiques très importantes) par l’utilisation que les gouvernements des pays en développement font des recettes des quotas. Dans le premier scénario, ils distribuent ces recettes de manière forfaitaire aux ménages, comme le gouvernement français avait prévu de le faire pour feu la « contribution carbone » sous la forme d’un « chèque vert ». Dans le second, ils les utilisent pour réduire les taxes à la production dans le secteur électrique (quand le montant des enchères est supérieur à celui de ces taxes) ou pour subventionner la production d’électricité (si ces taxes sont inférieures aux recettes des enchères). Les

conséquences économiques de cette seconde approche sont équivalentes à celle d'un objectif « en intensité », qui limiterait le ratio CO<sub>2</sub>/MWh et non les émissions de CO<sub>2</sub> elles-mêmes<sup>41</sup>.

## 4.2. Scénarios

Nous quantifions cinq scénarios, les trois premiers servant de point de comparaison pour les deux scénarios sectoriels déjà mentionnés. Tous sont à dessein très simples : le but est mettre en lumière les mécanismes économiques sous-jacents et non d'évaluer des options politiquement réalistes, le réalisme politique en la matière étant de toute façon largement subjectif.

Dans chaque scénario sauf le tendanciel (BAU pour *business-as-usual*), la trajectoire d'émissions des pays de l'Annexe I<sup>42</sup> est identique et les scénarios diffèrent par la politique mise en place (ou non) dans les pays en développement. On peut noter que le prix international du CO<sub>2</sub> qui résulte de ces politiques est presque égal entre ces scénarios (cf. Figure 14 dans Hamdi-Cherif et al., 2011a). Aussi, si nous avons comparé des scénarios pour un même prix du CO<sub>2</sub> plutôt que pour un même niveau d'émissions dans les pays développés, les résultats auraient été similaires.

**BAU.** Il s'agit d'un scénario "*business-as-usual*", c'est-à-dire sans politique climatique. Comme notre objectif est de comparer des options de politique climatique et non de prévoir les émissions avec précision, nous négligeons les politiques climatiques qui ont été ou vont être appliquées avant 2013. Notre scénario BAU est très proche des scénarios SRES B2 et en particulier du scénario « Message-B2 », aussi bien pour l'évolution du PIB que pour celle des émissions (IPCC, 2000, Appendix VII).

**Global\_Cap.** Un système de quotas échangeables couvrant tous les pays et tous les secteurs est en place à partir de 2013. Une trajectoire d'émissions de CO<sub>2</sub> est imposée à partir de 2013 de manière à limiter la concentration de CO<sub>2</sub> à 450 ppm. Les émissions atteignent un maximum de 34 Gt/an en 2015 et diminuent jusqu'à 15 Gt/an en 2030. Ce plafond mondial est réparti entre pays sur la base d'une approche de type « contraction et convergence<sup>43</sup> », avec une convergence des émissions par habitant en 2100 et une progression linéaire vers cette cible entre 2013 et 2100. Les 12 régions du modèle échangent des quotas sur un marché mondial avec un prix unique du CO<sub>2</sub>. Ce système de quotas échangeables interrégional est décentralisé dans chaque pays sous la forme de systèmes de quotas échangeables domestiques

---

<sup>41</sup> La proposition déjà mentionnée de la Commission européenne (2009) comporte la possibilité d'objectifs absolus ou en intensité pour les pays en développement. Les avantages et les inconvénients de chacune de ces options sont présentés dans Quirion (2009).

<sup>42</sup> Dans ce chapitre, nous utilisons indifféremment les expressions « pays de l'Annexe I » et pays développés.

<sup>43</sup> Cf. Contraction & Convergence GCI briefing, <http://www.gci.org.uk/briefings.html>

qui couvrent toutes les émissions, de manière à ce que tous les secteurs dans tous les pays payent le même prix du CO<sub>2</sub>.

Bien que les quotas soient vendus aux enchères, l'usage des recettes de ces enchères diffère selon les secteurs. Dans tous les secteurs productifs sauf la production d'électricité, les revenus sont distribués aux entreprises sous la forme d'une baisse des taxes préexistantes, ou (quand le montant des recettes est supérieur à celui de ces taxes) d'une subvention. L'effet serait identique avec des quotas distribués gratuitement en fonction de la production, et non aux enchères. Pour les émissions des ménages et du secteur électrique, les recettes sont redistribuées aux ménages de manière forfaitaire. Cette manière hybride de distribuer les recettes des enchères est cohérente avec feu le projet de « contribution carbone » français (les recettes de la taxe sur les émissions des ménages devaient revenir à ces derniers sous la forme d'un « chèque vert ») et avec le fonctionnement du système de quotas européen à partir de 2013 : les producteurs d'électricité devront acheter leurs quotas aux enchères tandis que la majorité des industries recevront des quotas gratuitement, en fonction de leurs capacités de production. Dans ce dernier cas, l'effet sur le prix de vente des biens polluants et sur le niveau de production de ces derniers est intermédiaire entre le cas d'une vente aux enchères et celui d'une allocation proportionnelle à la production (Ellerman, 2008).

**A1\_Only.** Les pays de l'Annexe I ont les mêmes émissions que dans Global\_Cap et participent à un marché de quotas qui égalise le prix du CO<sub>2</sub>. La seule différence avec Global\_Cap est qu'aucune politique climatique n'est mise en œuvre dans les pays en développement.

**SectE\_HH.** Les pays de l'Annexe I sont traités de la même manière que dans Global\_Cap et A1\_Only. Les pays en développement mettent en place un système d'échange de quotas dans le secteur électrique, lié à celui des pays développés. Le montant des quotas dans chaque pays en développement est égal aux émissions *ex post* au prix défini par le marché du CO<sub>2</sub> dans les pays de l'Annexe I : les pays en développement ne sont ni acheteurs ni vendeurs nets sur le marché mondial du CO<sub>2</sub>. Les quotas sont vendus aux enchères par les gouvernements des pays en développement et les recettes distribuées forfaitairement aux ménages.

**SectE\_Reb.** Ce scénario est identique au précédent, sauf que dans les pays en développement, les recettes sont distribuées aux firmes du secteur électrique sous la forme d'une baisse des taxes à la production ou (quand le montant des recettes est supérieur à celui de ces taxes) d'une subvention à la production. L'effet serait identique si nous avions simulé une allocation des quotas proportionnelle à la production courante (APP, comme dans la section 3.3.2 ci-dessus), ou un objectif en intensité, c'est-à-dire limitant le ratio CO<sub>2</sub>/MWh.

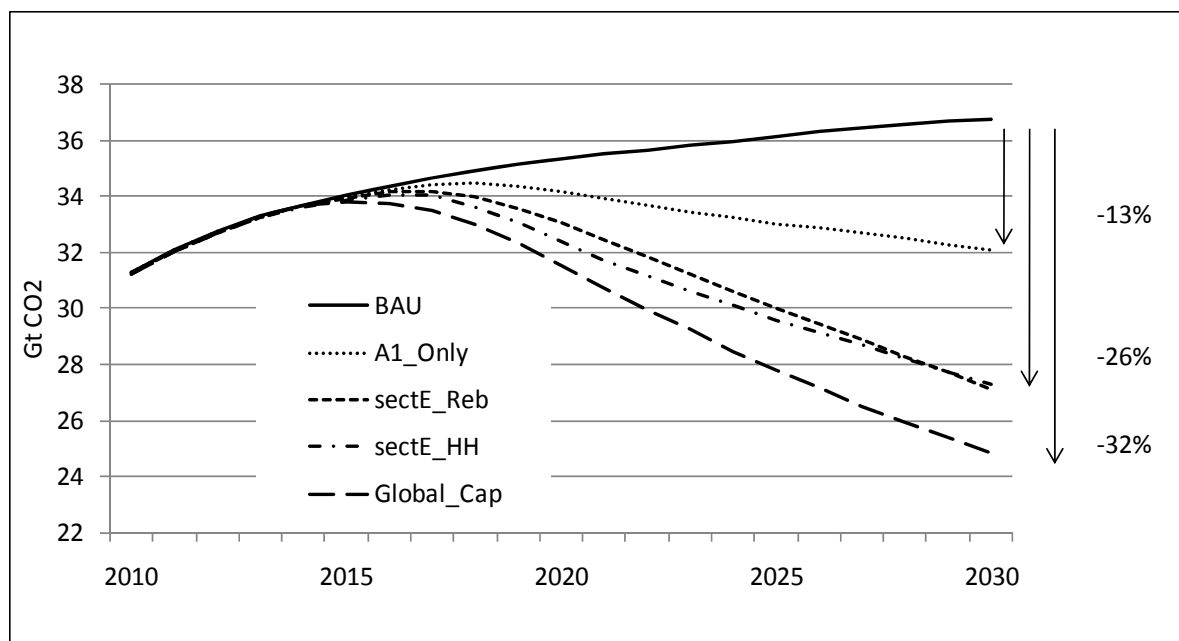
### **4.3. Résultats**

#### **4.3.1. Les émissions de CO<sub>2</sub> : les approches sectorielles réduisent presque autant les émissions mondiales que le scénario Global\_Cap**

Naturellement, les émissions mondiales<sup>44</sup> sont les plus élevées dans le scénario BAU et les plus faibles dans le scénario Global\_Cap (Figure 19). Dans A1\_Only, les émissions sont plus proches de BAU que de Global\_Cap, ce pour deux raisons. D'une part, dans le scénario BAU, les pays en développement émettent la moitié des émissions de CO<sub>2</sub> sur la période 2013-2030 ; A1\_Only laisse donc de côté la moitié des émissions. D'autre part, comme nous le verrons sur la Figure 21 ci-dessous, une petite partie des réductions d'émissions dans les pays développés « fuit » vers les pays en développement. Ces fuites de carbone sont très limitées puisque le ratio fuites-sur-réductions n'atteint que 8% en 2030. Elles proviennent de deux mécanismes (cf. section 3.1 ci-dessus). D'une part, les prix mondiaux du pétrole, du charbon et du gaz sont réduits par les politiques climatiques dans les pays développés (cf. Figures 11-13 dans Hamdi-Cherif et al., 2011a), ce qui augmente la consommation de ces énergies fossiles dans les pays en développement. D'autre part, la politique climatique augmente les coûts de production dans les pays développés, ce qui réduit leur compétitivité. Par conséquent, les pays en développement importent moins et exportent plus de biens intensifs en CO<sub>2</sub>, ce qui augmente leurs émissions.

---

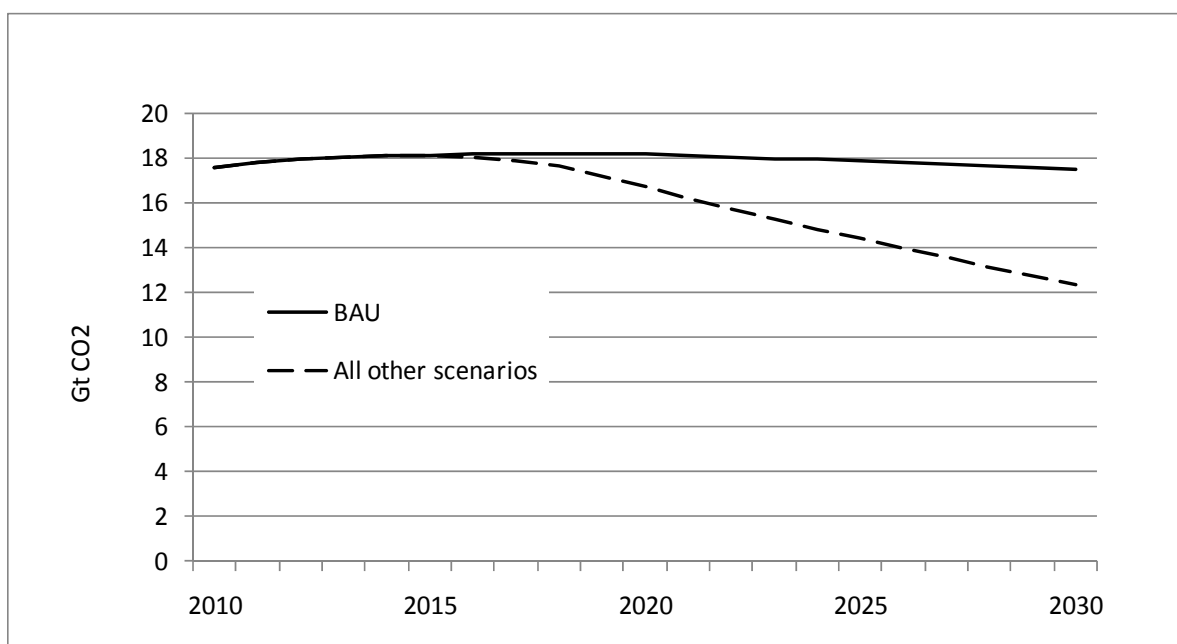
<sup>44</sup> Le modèle ne prend en compte que les émissions de CO<sub>2</sub> dues à la combustion d'énergie.



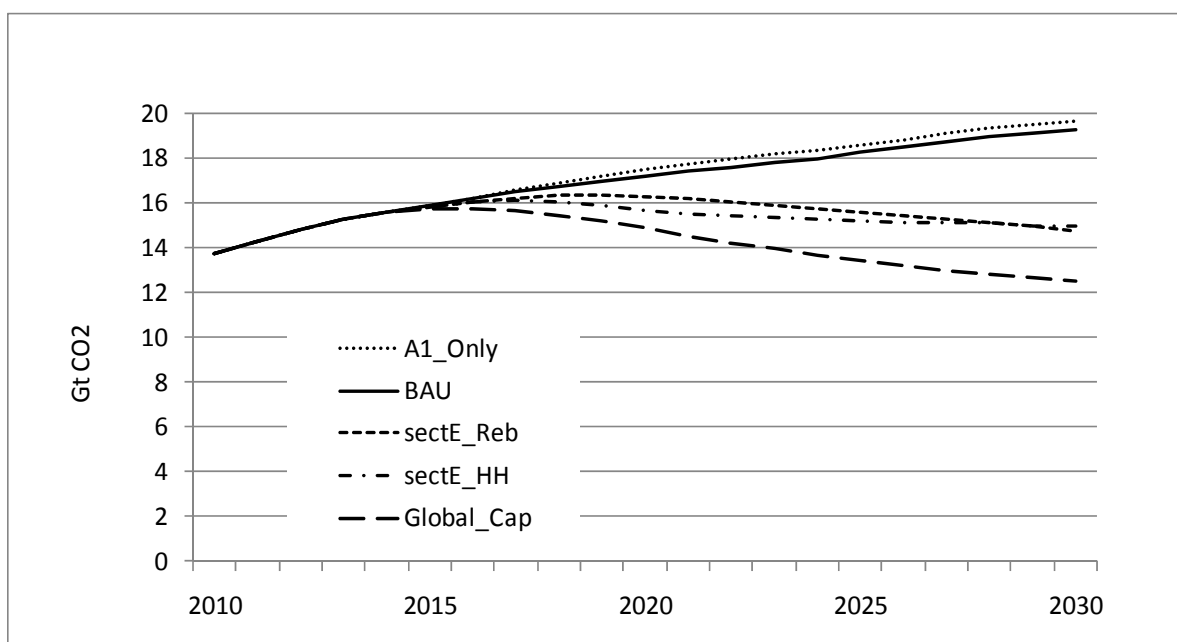
**Figure 19. Emissions de CO<sub>2</sub> mondiales**

Le principal enseignement de la Figure 19 est qu'après 2020, les émissions des deux scénarios sectoriels sont bien plus proches de Global\_Cap que d'A1\_Only. En 2030, la baisse des émissions par rapport au scénario BAU atteint 32% dans Global\_Cap, 26% dans les deux scénarios sectoriels et seulement 13% dans A1\_Only. En d'autres termes, en 2030, les deux scénarios sectoriels atteignent 80% des réductions d'émissions de Global\_Cap. En termes de concentration en CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère, toujours par rapport à Global\_Cap, les scénarios sectoriels n'ajoutent que 7 à 8 ppm en 2050. Cette conclusion positive s'explique par le fait que le potentiel de réduction des émissions dans le secteur électrique est plus important, pour un prix du CO<sub>2</sub> donné, que dans les autres secteurs. Ces résultats sont cohérents avec ceux des autres modèles énergie-climat mondiaux (Clapp et al., 2009).

Les Figures 20 et 21 fournissent respectivement les émissions de CO<sub>2</sub> dans les pays développés et en développement. Comme expliqué plus haut, les émissions des pays développés suivent par construction la même trajectoire que dans tous les scénarios sauf BAU. Les émissions des pays en développement sont légèrement plus hautes dans A1\_Only que dans BAU, à cause des « fuites de carbone » mentionnées ci-dessus. Elles sont naturellement les plus faibles dans Global\_Cap, et se situent à un niveau intermédiaire dans les deux scénarios sectoriels. Une analyse plus fine des émissions de ces deux scénarios réclame une analyse séparée des tendances dans le secteur électrique (Figure 22) et dans celui des industries intensives en énergie (Figure 23).



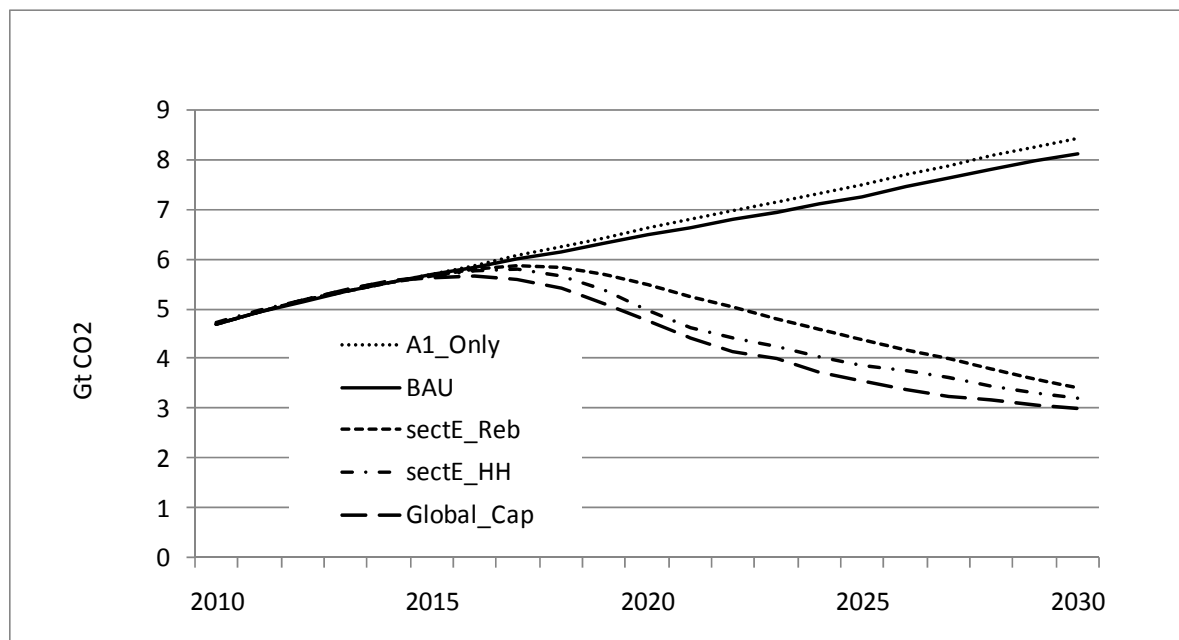
**Figure 20. Emissions de CO<sub>2</sub> des pays développés**



**Figure 21. Emissions de CO<sub>2</sub> des pays en développement**

La Figure 22 montre les émissions dans le secteur électrique des pays en développement. Dans les deux scénarios sectoriels, ces émissions sont proches de celles de Global\_Cap mais un peu plus élevées. Dans Global\_Cap, la consommation d'électricité est réduite car la politique climatique affecte l'ensemble de l'économie (Figure 24 ci-dessous). Par ailleurs, les

émissions sont un peu plus élevées dans SectE\_Reb que dans SectE\_HH. En effet, dans SectE\_Reb, les subventions diminuent le prix de l'électricité, ce qui limite la baisse de la production d'électricité et celle des émissions.



**Figure 22. Emissions de CO<sub>2</sub> du secteur électrique des pays en développement**

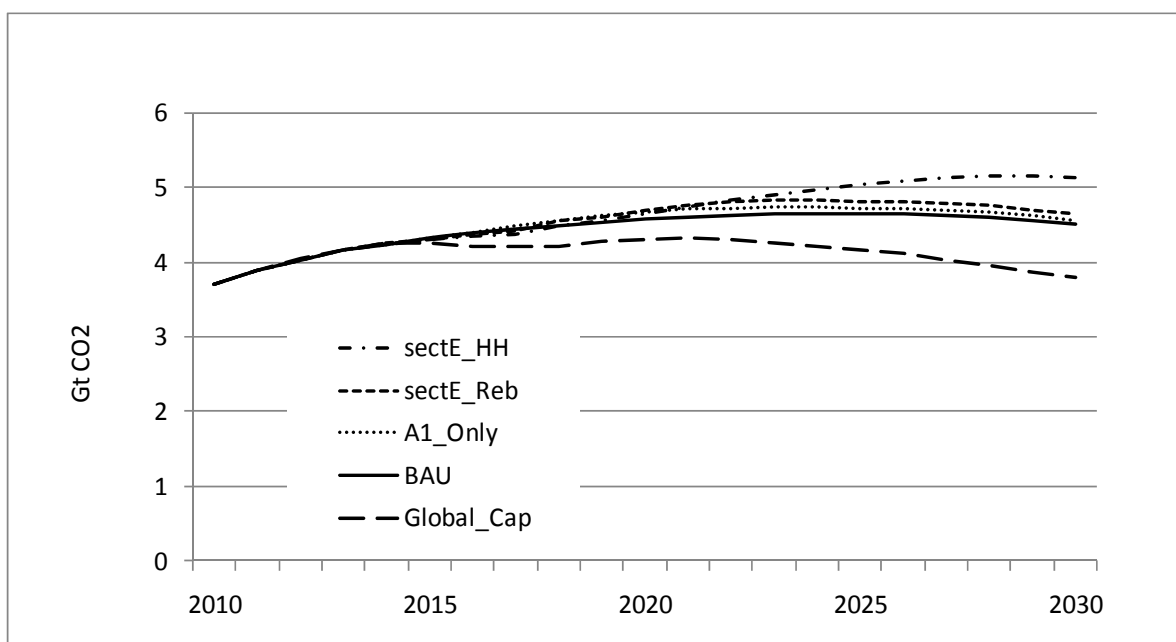
Dans SectE\_HH et, de manière moindre, dans SectE\_Reb, les émissions des industries intensives en énergie augmentent par rapport au scénario BAU (Figure 23). Cette hausse provient de mécanismes différents.

Dans SectE\_HH, il s'agit de fuites de carbone « intersectorielles » dues à ce que la hausse du prix de l'électricité (cf. Figure 27 et Tableaux 9 et 10 ci-dessous) amène l'industrie à substituer des combustibles fossiles à l'électricité. Par exemple, la consommation de charbon par unité de bien industriel augmente de 10% en Chine en 2030 entre les scénarios BAU et SectE\_HH.

Dans SectE\_Reb, il s'agit de fuites de carbone internationales : les gains de compétitivité des industries des pays en développement, par rapport à celles des pays développés, entraînent une hausse de leur production. En effet, dans ce scénario, les industries intensives en énergie des pays en développement ne sont pas soumises à un prix du carbone pour leurs émissions directes, et sont peu affectées par le prix du carbone dans le secteur électrique puisque le prix de l'électricité varie peu par rapport au scénario BAU.

Dernier enseignement de la Figure 23, les émissions des industries intensives en énergie des pays en développement sont un peu plus élevées dans A1\_Only que dans BAU, du fait de la

perte de compétitivité des pays développés dans ce secteur. Il s'ensuit des fuites de carbone, quoique d'ampleur très limitée.



**Figure 23. Emissions de CO<sub>2</sub> des industries intensives en énergie des pays en développement**

#### **4.3.2. Les approches sectorielles entraînent des pertes de PIB beaucoup plus limitées dans les pays en développement**

Comme le montre la Figure 24, dans Global\_Cap, les pertes transitoires de PIB dans les pays en développement sont importantes : elles dépassent 3% en 2018. Cette ampleur est due en particulier à l'inertie importante du capital installé, qui empêche l'adaptation rapide de l'économie au prix du carbone. Après 2018, le PIB rattrape progressivement le niveau du scénario BAU, grâce au progrès technique induit et à une moindre vulnérabilité à la hausse du prix du pétrole (cf. section 4.3.3 ci-dessous). Cette vulnérabilité est due à l'anticipation imparfaite de la hausse du prix du pétrole, qui est partiellement compensée par l'introduction du prix du carbone. Il n'empêche que ces importantes pertes de court terme semblent difficilement acceptables par les pays en développement. La comparaison des Figures 24 et 26 montre que les pertes de PIB transitoires dues à Global\_Cap sont beaucoup plus importantes, en proportion, dans les pays en développement que dans les pays développés : 3% contre 0,6%. On comprend qu'un tel scénario soit inacceptable par les pays en développement.

Certes, des règles d'allocation des quotas plus favorables aux pays en développement pourraient amener une répartition des coûts moins défavorable à ces derniers, mais en



entraînant des transferts extrêmement importants. Ainsi, si l'on calcule *ex post* les transferts additionnels nécessaires pour annuler les pertes de PIB des pays en développement dues au scénario Global\_Cap, elles atteignent 1,2% du PIB des pays développés en 2018 et, par exemple, 3% du PIB de l'Afrique en 2029. De tels montants posent la question de l'acceptabilité de ces transferts pour les pays développés et de leurs éventuels effets pervers dans les pays en développement : syndrome hollandais, risque de corruption, etc. (Strand, 2009).

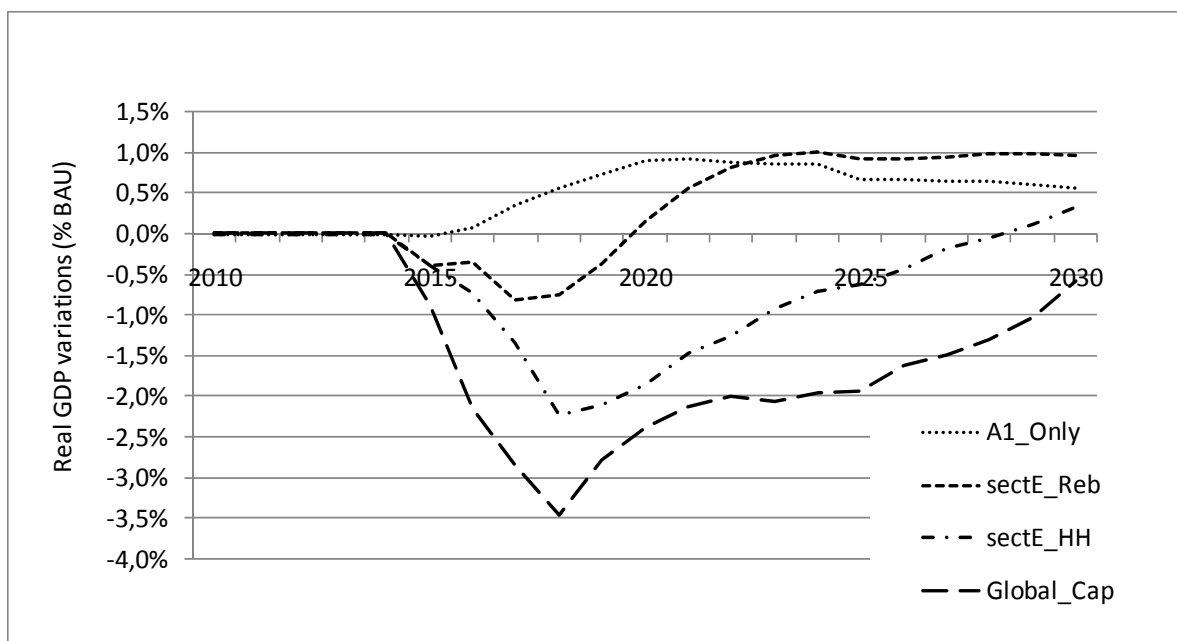
Dans SectE\_HH, les pertes sont plus faibles mais atteignent quand même 2% du PIB en 2018. On remarque que dans ce scénario, le PIB est plus élevé que dans le scénario BAU à partir de 2029, principalement parce que ces pays bénéficient d'un prix mondial de l'énergie plus faible. Dans SectE\_Reb, les pertes de PIB sont toujours inférieures à 1% et le PIB dépasse son niveau du scénario BAU dès 2020.

En comparant les Figures 21 et 24, on voit qu'à la fin des années 2020, SectE\_Reb fournit des réductions d'émissions similaires à SectE\_HH mais avec un impact bien plus faible sur le PIB des pays en développement. Ce résultat peut surprendre dans la mesure où dans un modèle simple sans distorsions préexistantes et sans fuites de carbone, utiliser les recettes des enchères pour subventionner la production des biens polluants (ici, l'électricité) est plus coûteux que de distribuer ces recettes forfaitairement (Cf. Fischer, 2001, ou la section 3.2 ci-dessus). Cependant, dans Imacsim-R comme dans les autres modèles qui comportent des distorsions préexistantes, une distribution forfaitaire des recettes exacerbe ces dernières (Guivarch et al., 2010 ; Goulder, 1995<sup>45</sup>) et crée, comme on l'a vu, des fuites de carbone intersectorielles entre production d'électricité et industrie, plus que la distribution des recettes sous forme de subvention à la production.

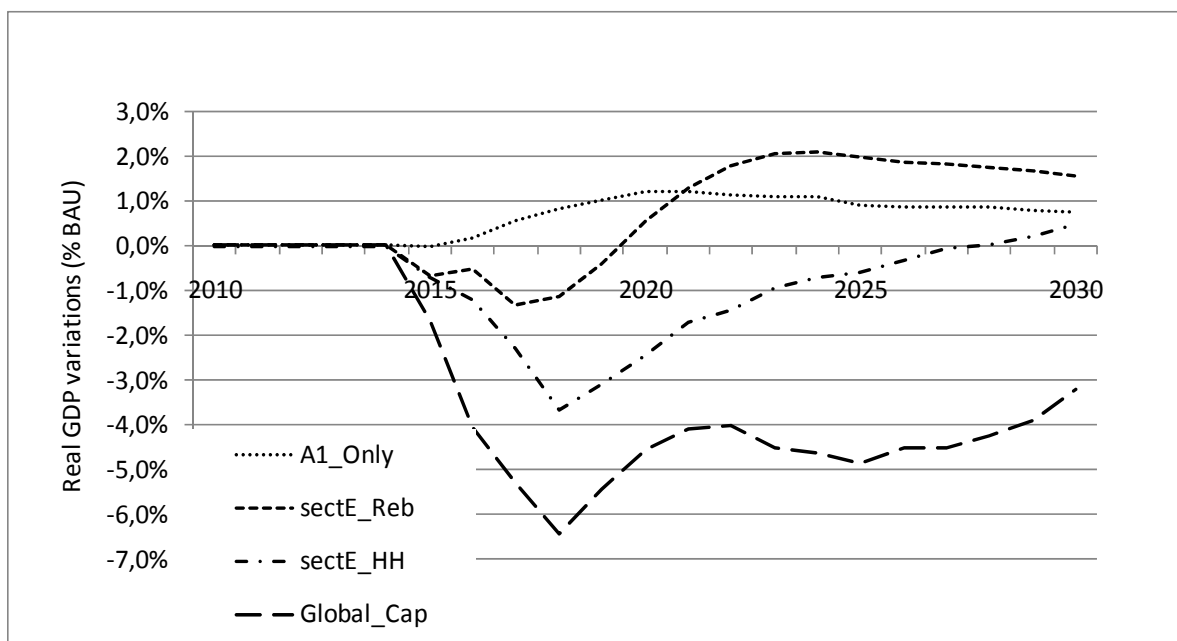
Les pertes de PIB en Chine suivent la même tendance, mais avec une ampleur plus importante (Figure 25), du fait de l'intensité en CO<sub>2</sub> supérieure dans ce pays : 0,6 kg CO<sub>2</sub>/US\$ en 2007 contre 0,47 en moyenne mondiale et 0,48 pour la moyenne des pays en développement (en parité de pouvoir d'achat ; source AIE, 2009a).

---

<sup>45</sup>Intuitivement, dans ces modèles, du fait des distorsions préexistantes (par exemple la concurrence imparfaite sur les marchés des biens ou du travail, ou les taxes sur les revenus du travail), le niveau d'activité est déjà trop faible sans politique climatique. Une taxe sur les émissions, ou un système de quotas vendus aux enchères, réduit encore l'activité. Cependant, ces politiques génèrent des recettes qui, si elles sont utilisées pour réduire les taxes préexistantes ou pour subventionner l'activité économique, vont, accroître cette dernière. En revanche, si les quotas sont distribués de manière forfaitaire (ou de manière équivalente s'ils sont vendus aux enchères mais leurs recettes distribuées de manière forfaitaire) alors seul le premier effet (la réduction de l'activité) existe.



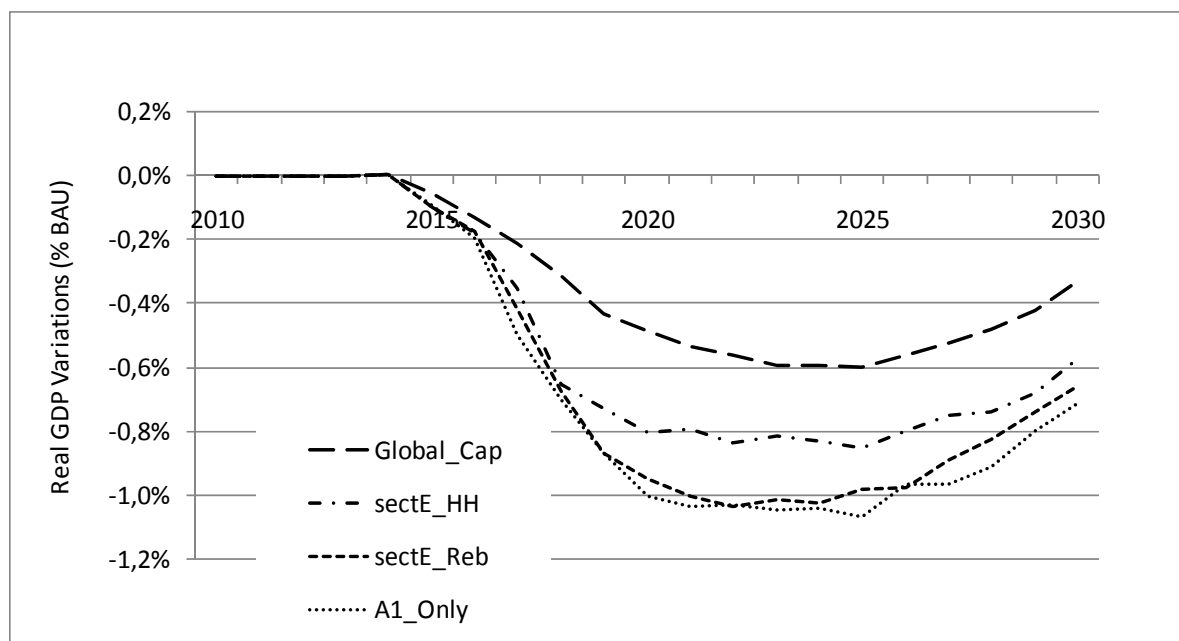
**Figure 24. Pertes de PIB dans les pays en développement**



**Figure 25. Pertes de PIB en Chine**

Les résultats diffèrent pour les pays développés dont le PIB est toujours inférieur au scénario BAU (Figure 26). La perte est la plus faible dans Global\_Cap pour deux raisons. D'une part, dans ce scénario, la compétitivité des industries intensives en énergie des pays développés s'améliore (car leur industrie lourde est moins intensive en CO<sub>2</sub> que les pays en développement) tandis qu'elle se dégrade dans les autres scénarios. D'autre part, les prix mondiaux de l'énergie sont les plus faibles dans ce scénario (Cf. Hamdi-Cherif et al., 2011a).

Les pertes les plus élevées se produisent dans A1\_Only et dans SectE\_Reb, avec des valeurs très proches, tandis que les pertes sont à un niveau intermédiaire dans SectE\_HH. Ce dernier résultat vient de ce que dans ce scénario, la compétitivité des industries intensives en énergie des pays développés est moins affectée car dans les pays en développement, ces secteurs pâtissent d'une hausse importante du prix de l'électricité.



**Figure 26. Pertes de PIB dans les pays développés**

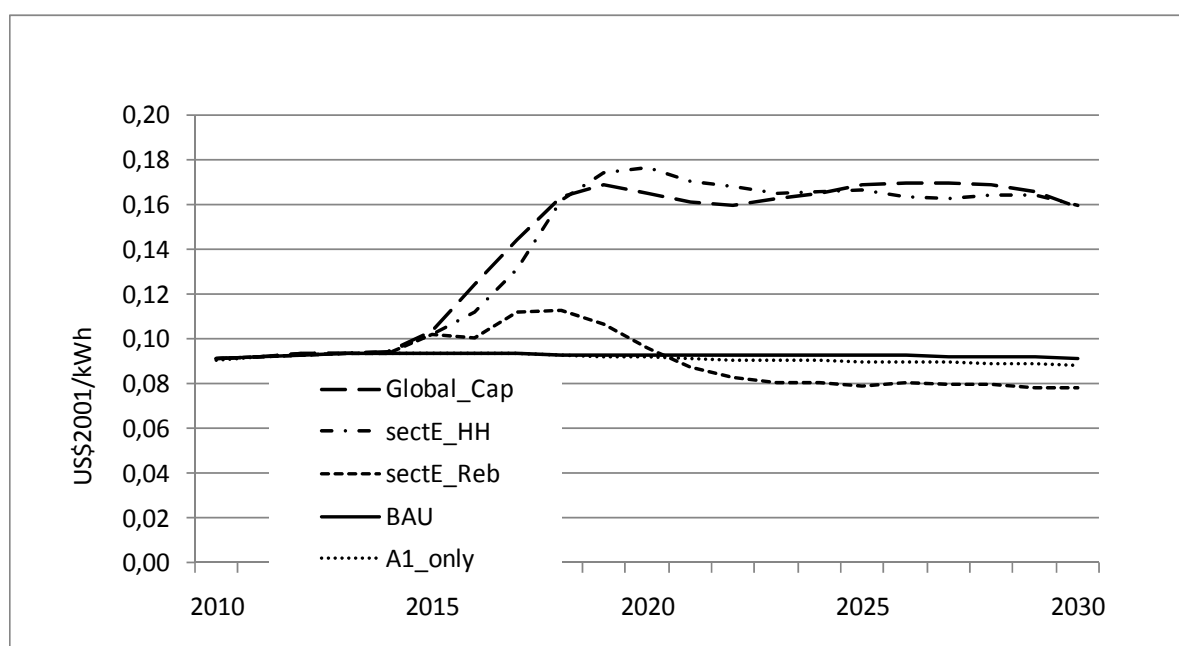
#### **4.3.3. L'impact sur le marché de l'électricité est nettement plus faible avec la subvention à la production**

Comme le montre la Figure 27, dans les scénarios Global\_Capet SectE\_HH, le prix de l'électricité double presque en Chine, en comparaison avec le prix du scénario BAU comme par rapport à son niveau historique. La principale cause de cette hausse est le fait que les producteurs passent le coût des quotas de CO<sub>2</sub> dans leur prix de vente. Une cause moins importante est que les producteurs d'électricité réduisent la part du charbon sans stockage du CO<sub>2</sub> au profit de techniques plus coûteuses.

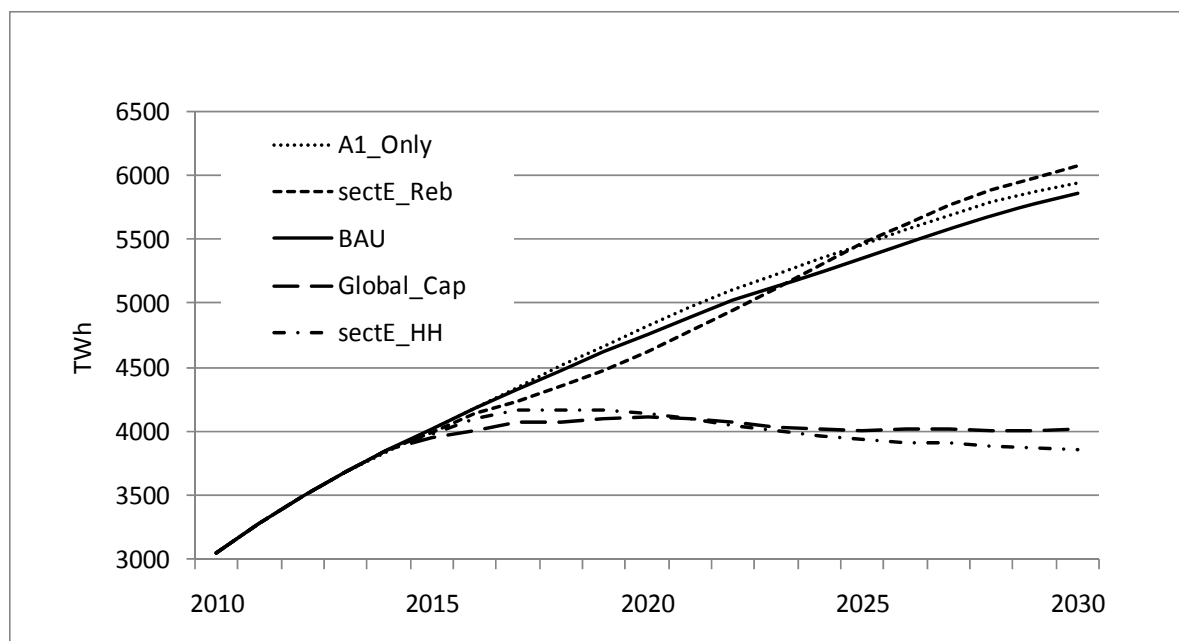
Dans SectE\_Reb, le prix de l'électricité augmente beaucoup moins du fait de la subvention à la production. De manière surprenante, après 2020, il tombe même en dessous de son niveau BAU, ceci pour deux raisons. D'une part, le coût des techniques peu intensives en CO<sub>2</sub> est réduit par le *learning-by-doing*. Ce dernier est plus important que pour les techniques intensives en CO<sub>2</sub> car ces dernières sont plus matures. D'autre part, dans Imacim-R, les producteurs d'électricité fixent leur prix au niveau du coût complet de la production

d'électricité sur la durée de vie de leurs centrales, en utilisant le niveau actuel des prix des combustibles comme anticipation des prix futurs. En fait, ces prix augmentent (Cf. Figures 11 et 12 dans Hamdi-Cherif et al. 2011a) ce qui rend le parc électrique trop intensif en carbone par rapport à l'optimum. Un prix du CO<sub>2</sub> aide à corriger cette myopie en poussant les producteurs à réduire la part de centrales à charbon dans leur parc.

La production et la consommation d'électricité sont inversement proportionnelles au prix de cette dernière (Figure 28). Dans Global\_Cap et SectE\_HH, la production est approximativement stabilisée en Chine, alors que sa croissance suit la trajectoire BAU dans les scénarios A1\_Only et SectE\_Reb.



**Figure 27. Prix de l'électricité en Chine**



**Figure 28. Production d'électricité en Chine**

Comme le montrent les tableaux 9 et 10, les mêmes tendances s'observent dans tous les pays en développement sauf le Brésil, qui bénéficie d'un large parc hydroélectrique et est donc, dans ce secteur, peu affecté par le prix du CO<sub>2</sub>. Dans les scénarios Global\_Cap et SectE\_HH, les autres pays souffrent d'une forte hausse du prix de l'électricité par rapport au scénario BAU. Dans le scénario SectE\_Reb, la hausse du prix de l'électricité est modérée en 2020 et le prix décroît en 2030.

	Global_cap	secE_HH	secE_Reb	A1_only
China	77%	90%	3%	-1%
India	61%	66%	4%	-1%
Rest of Asia	55%	65%	6%	-2%
Africa	67%	74%	7%	-2%
Brazil	6%	8%	3%	1%

**Tableau 9. Hausse du prix de l'électricité en 2020 par rapport au scénario BAU**

	Global_cap	secE_HH	secE_Reb	A1_only
China	74%	75%	-14%	-3%
India	39%	46%	-8%	-3%
Rest of Asia	48%	46%	-8%	-4%
Africa	58%	57%	-4%	-3%
Brazil	3%	2%	3%	0%

**Tableau 10. Hausse du prix de l'électricité en 2030 par rapport au scénario BAU**

## 4.4. Conclusion

De nombreux experts et parties prenantes ont proposé des approches sectorielles pour les pays en développement. Ce chapitre présente l'une des premières évaluations de ce type d'approche à l'aide d'un modèle d'équilibre général. Dans les scénarios que nous évaluons, les pays développés sont couverts par un système de quotas échangeables type Kyoto tandis que les émissions du secteur électrique des pays en développement sont soumises au même prix du CO<sub>2</sub> que les pays développés.

Nos simulations indiquent que dans ces scénarios, les réductions d'émissions de CO<sub>2</sub> d'origine énergétique au niveau mondial atteignent 80% de celles qui découleraient de l'application d'un prix du CO<sub>2</sub> à tous les secteurs et tous les pays. De plus, si dans les pays en développement les recettes de la vente des quotas au secteur électrique sont utilisées sous la forme d'une baisse des taxes ou d'une subvention à la production dans ce secteur, l'impact sur le PIB est modéré et il en est de même de la hausse du prix de l'électricité. De telles approches sectorielles peuvent donc s'avérer plus acceptables pour les pays en développement qu'un prix mondial du CO<sub>2</sub> couvrant tous les secteurs, tout en permettant des réductions d'émissions significatives dans ces pays.

De manière intentionnelle, les scénarios passés ici en revue sont très stylisés. Si des approches sectorielles voient le jour, elles prendront sans doute des formes plus complexes : mise en œuvre progressive selon les pays, prix différenciés, transferts financiers et technologiques... De plus, il existe de nombreuses barrières à l'utilisation rationnelle de l'électricité qui ne seront pas supprimées par l'introduction d'un prix du carbone : manque d'information sur la consommation des appareils électriques, incitations partagées (Quirion, 2004, section 4).... Des mesures supplémentaires spécifiques au secteur électrique sont donc nécessaires pour améliorer l'efficacité énergétique dans ce secteur (AIE, 2009c). De plus, notre modélisationne

prend pas en compte le fait que dans beaucoup de pays en développement, les marchés électriques ne sont pas libéralisés et que l'électricité est souvent subventionnée<sup>46</sup>.

Enfin, à long terme, la part du transport dans les émissions des pays en développement va certainement s'accroître, comme elle l'a fait dans les pays développés au cours des dernières décennies. Parallèlement, en se développant, ces pays auront davantage la capacité de contrôler les émissions des transports et des autres secteurs diffus (résidentiel, tertiaire, agriculture, etc.). Aussi, l'approche que nous évaluons ici doit être vue comme transitoire et non comme une alternative de long terme à des politiques plus globales.

---

<sup>46</sup>Mathy et Guivarch (2010) abordent ces questions dans le cas de l'Inde avec une version d'Imaclin-R modifiée pour inclure ces éléments.

## 5. Conclusion générale et perspectives

### 5.1. Quel regard porter sur le système de quotas européen ?

Le système européen de quotas échangeables de gaz à effet de serre constitue le "vaisseau amiral" (*flagship*) de la politique climatique de l'Union, pour reprendre l'expression de Denny Ellerman et Paul Joskow(2008). Presque six ans après sa mise à l'eau, quel bilan tirer ?

A la suite de l'article fondateur de Weitzman (1974), une importante littérature économique, incluant les articles qui servent de base au premier chapitre du présent mémoire, montre comment l'incertitude sur le coût de réduction des émissions devrait être prise en compte pour choisir une politique climatique. Cette littérature, très riche, identifie de nombreux mécanismes économiques. Comme les deux sections du premier chapitre le montrent, certains de ces mécanismes favorisent les taxes, d'autres les quotas. Trente-six ans après l'article de Weitzman et six ans après la mise en place du système de quotas européen, que conclure sur ce point ?

Dans l'Union européenne, comme nous l'avons mentionné en introduction, le choix est surdéterminé par le contexte juridique, aussi absurde soit-il : la fiscalité se décide à l'unanimité du Conseil et les politiques environnementales (incluant l'EU ETS) à la majorité qualifiée avec codécision du Parlement. Dans ces conditions, et en attendant une très improbable renégociation des traités qui sortirait la fiscalité du champ de l'unanimité, le choix effectif n'est pas entre taxe et quotas mais entre quotas et absence (ou quasi-absence) de politiques<sup>47</sup>.

Dans le reste du monde et, dans les Etats-membres de l'UE, pour les émissions non couvertes par l'EU ETS, le choix n'est pas contraint par le même contexte juridique, même si, comme la triste histoire des taxes sur l'énergie et le CO<sub>2</sub> en France l'a montré, d'autres absurdités juridiques, qui plus est moins transparentes, contraignent également le choix des politiques publiques.

Si l'on fait abstraction de ces contraintes juridiques, il me semble que l'expérience de l'EU ETS montre toute la pertinence de l'analyse de Weitzman : dans un contexte où la courbe de coût marginal de réduction des émissions est pentue (puisque une faible variation des émissions tendanciennes suffit à entraîner une forte variation du prix du CO<sub>2</sub>), les pouvoirs publics (les Etats-membres et la Commission européenne) ont décidé des plafonds

---

<sup>47</sup> J'écris « quasi-absence » parce que la réglementation sous forme de niveau de performance minimale est praticable pour les nouvelles installations, mais me semble très difficile à appliquer aux installations existantes. De plus, ces réglementations réduisent les émissions unitaires et non la production des biens polluants ; elles souffrent donc des mêmes limites que les quotas alloués de manière proportionnelle à la production courante, étudiés dans la section 3.2.



d'émissions peu ambitieux, de peur de voir le prix du CO<sub>2</sub> s'envoler avec des conséquences socio-économiques considérées comme néfastes. Une nuance me semble toutefois devoir être apportée au modèle de Weitzman. Dans celui-ci, l'incertitude sur le coût est représentée par un déplacement vertical de la courbe de coût marginal de réduction des émissions, et est souvent interprétée comme une incertitude sur le coût des techniques de réduction des émissions. Or, comme nous l'avons souligné à la section 2.5, un déplacement vers le haut de la courbe de coût de réduction des émissions peut certes provenir d'une hausse du coût des techniques, mais aussi d'une hausse des émissions tendancielle (c'est-à-dire des émissions sans politique climatique). L'expérience de l'EU ETS montre l'importance de ce second terme.

En première période (2005-07), faute d'informations précises sur les émissions historiques des installations assujetties, la Commission européenne a approuvé un ensemble de plans d'allocation des quotas (PNAQ) qui a abouti à une sur-allocation, puisque les quotas distribués pendant cette période ont été supérieurs de 3% aux émissions<sup>48</sup> (Kettner et al., 2008; Ellerman et Buchner, 2008) et que le prix des quotas est tombé presque à zéro dès le début de l'année 2007. A cet égard, la première période du système de quotas européen constitue un cas typique de surestimation des émissions tendancielle. Il ne s'agit d'ailleurs pas d'un cas isolé, comme le montre l'expérience du système de quotas échangeables de Santiago du Chili, destiné à limiter les émissions de particules en suspension dans l'air (Coria et Sterner, 2010).

Certes, cette première période était présentée comme une phase d'apprentissage et à l'époque où elle a approuvé les PNAQ, la Commission ne disposait même pas de la liste des installations qui seraient soumises à la directive, sans parler des émissions historiques de ces installations. Pour évaluer les plans d'allocation des quotas de la deuxième période (2008-12), elle disposait des émissions de chaque installation pour l'année 2005. Cependant, du fait de la crise économique, la production industrielle a plongé à partir de septembre 2008, en particulier dans certains des secteurs couverts par l'EU ETS comme le ciment, l'acier et les autres matériaux de construction. Il s'en est suivi une nouvelle chute du prix des quotas, même si la possibilité d'utiliser les quotas de deuxième période pendant les périodes suivantes empêche ce prix de tomber à zéro comme ce fut le cas en 2007 – les quotas de première période ne pouvaient pas être utilisés pendant les périodes suivantes. Cette possibilité de mise

---

<sup>48</sup> Comme le soulignent Ellerman et Buchner (2008), le simple fait que l'allocation ait été supérieure aux émissions ne prouve pas que l'allocation aurait été supérieure aux émissions *qui se seraient produites si l'EU ETS n'avait pas été en place*. En effet, pendant les deux premières années du dispositif (2005-2006), les quotas atteignaient un prix suffisant pour réduire les émissions (18 euros en moyenne). Il se peut donc, en théorie, que sans ces réductions d'émissions les quotas alloués auraient été inférieurs aux émissions. Reste que si la Commission européenne avait disposé d'une meilleure information sur les émissions tendancielle, elle aurait certainement fixé les plafonds d'émissions à un niveau plus strict.

en réserve des quotas va en revanche reporter cette sur-allocation sur la troisième période (Sandbag, 2010). De plus, l'EU ETS ne constitue pas la seule politique qui ait pour objectif une réduction des émissions dans les secteurs couverts par l'ETS. Plus précisément, si la directive européenne 2009/28/CE sur les énergies renouvelables est complètement appliquée, il s'ensuivra une baisse des émissions dans le secteur électrique qui tirera vers le bas le prix des quotas. Selon l'étude de l'ONG néerlandaise Stichting Natuur en Milieu (2009), le développement des énergies renouvelables dans le secteur électrique du fait de cette directive entraînerait une baisse des émissions dans le périmètre de l'EU ETS égal à 72% de l'objectif de troisième phase de l'EU ETS, à savoir -21% entre 2005 et 2020. Un travail à paraître de Matthes et al. (2011) aboutit à des conclusions cohérentes. Cependant, il est aujourd'hui difficile de prévoir dans quelle mesure les Etats membres appliqueront cette directive. L'incertitude politique (ici le degré d'application d'une directive par les Etats membres) contribue donc à rendre difficile la prévision des émissions tendancielle.

Ces premières années de fonctionnement du système de quotas européen montrent donc la difficulté d'estimer les émissions tendancielle et la forte sensibilité du prix des quotas à la conjoncture économique et aux erreurs de prévision sur ces émissions tendancielle. Cette constatation plaide clairement en faveur du choix d'une taxe plutôt que d'un système de quotas échangeable. Par exemple, il est clair qu'une taxe fixée au niveau de référence du premier Programme européen de lutte contre le changement climatique (20 euros par tonne de CO<sub>2</sub>) aurait entraîné des réductions d'émissions plus importantes. Encore une fois, au niveau de l'Union européenne, instaurer une taxe est rendu extrêmement difficile par la règle de l'unanimité, mais à défaut, un encadrement du prix des quotas par un couple prix plafond / prix plancher permettrait de s'en rapprocher. Concrètement, instaurer un prix plafond consisterait à ce que les Etats membres s'engagent à vendre des quotas en quantité illimitée à un prix défini à l'avance. La forme concrète d'un prix plancher, quant à elle, diffère selon que les quotas sont distribués gratuitement ou vendus aux enchères. Dans le premier cas, les Etats membres devraient s'engager à acheter les quotas qui leur sont proposés à un prix annoncé à l'avance, tandis que dans la seconde, ils devraient assortir les enchères d'un prix de réservation. Puisqu'à partir de 2013, au moins 60% des quotas devraient être vendus aux enchères (Carbon Trust, 2009), l'option du prix de réservation semble clairement préférable.

En ce qui concerne les mesures de protection de la compétitivité industrielle (quotas gratuits, ajustement aux frontières), les recommandations sont rendues difficiles par l'imbrication de considérations économiques, juridiques (en particulier la compatibilité avec l'OMC) et diplomatiques (l'impératif de ne pas affaiblir encore la négociation internationale sur le climat). L'ajustement aux frontières apparaît comme un outil performant sur le plan économique, au sens où il permet d'atteindre un niveau d'émissions donné à un coût moindre que les autres outils. Avancé de manière maladroite, il risque d'être interprété comme une mesure protectionniste par les pays du Sud et d'affaiblir encore la négociation internationale.

sur le climat. Cependant, il semble possible de concevoir un ajustement qui ne présente pas ce travers, au moins concernant l'ajustement sur les importations en Europe : si l'ajustement sur les importations prévoit un reversement automatique des recettes aux pays exportateurs, il est peu probable que ces derniers voient là une mesure protectionniste. De même, l'Union européenne pourrait exempter de l'ajustement aux frontières les importations en provenance de pays qui mettent en œuvre une taxe à l'exportation d'un montant égal ou supérieur au prix du CO<sub>2</sub> en Europe, ce qui est déjà le cas de la Chine pour la plupart des matériaux intensifs en CO<sub>2</sub> (Wang et al., 2010).

Quel regard porter sur le mode d'allocation des quotas ? Pour l'électricité, il est clair que le passage à la mise aux enchères est justifié. On ne peut que regretter qu'il faille attendre 2013 pour cela, alors que l'analyse économique avait montré avant même le projet de directive créant l'ETS que le secteur électrique transmettrait dans son prix de vente la valeur des quotas de CO<sub>2</sub> (cf. par exemple Goulder et Bovenberg, 2000). Dans le secteur de la production d'électricité, qui représente la moitié des émissions couvertes par l'ETS, l'allocation gratuite a eu pour principale conséquence un transfert de richesse des consommateurs d'électricité (plus précisément ceux qui ne bénéficient pas de tarifs réglementés) vers les actionnaires des compagnies électriques. Cette allocation gratuite a également entraîné une distorsion des choix en matière de construction de centrales électriques, puisque dans la plupart des Etats membres, la quantité de quotas alloués aux nouvelles centrales électriques (à travers la réserve pour les nouveaux entrants) est d'autant plus élevée que la centrale en question utilise un combustible fortement émetteur de CO<sub>2</sub>.

Dans l'industrie intensive en énergie, la Commission européenne justifie maintenant l'allocation gratuite de quotas par la défense de la compétitivité industrielle et la lutte contre les fuites de carbone, ce qui n'était pas le cas lors de la création de l'ETS. De manière surprenante, le mode d'allocation retenu, qui se rapproche d'une allocation en fonction des capacités de production (cf. section 3.2.1), n'a fait l'objet à ma connaissance que d'une seule analyse économique, celle de Denny Ellerman (2008). Cet auteur analyse en détail l'effet des règles d'allocation des quotas dans l'ETS avec un modèle théorique, mais ne fournit pas de quantification des effets mis en évidence. L'allocation des quotas retenue par l'EU ETS protège-t-elle la compétitivité et empêche-t-elle les fuites de carbone ? En partie seulement, selon l'analyse de Denny Ellerman : elle n'empêche pas ce que l'on appelle *operationalleakage* (cf. section 3.1) c'est-à-dire la baisse d'activité des installations européennes au profit des installations situées dans le reste du monde. Elle empêche en revanche une partie de ce que l'on appelle *investmentleakage*, c'est-à-dire la baisse des capacités de production en Europe au profit de celles situées dans le reste du monde. J'écris "une partie" parce que si la réserve pour les nouveaux entrants crée une incitation certaine à implanter les nouvelles installations en Europe (par rapport à un scénario avec mise aux enchères), la suppression des quotas pour les installations qui ferment leur porte risque d'avoir

un impact limité en pratique. En effet, un industriel aura dans certains cas intérêt à "mettre sous cloche" (*mothballing*) une installation plutôt qu'à la fermer officiellement, si cette dernière décision entraîne une suppression de l'allocation de ses quotas<sup>49</sup>.

Comme nous l'avons vu, le mode d'allocation retenu en Europe constitue en quelque sorte un intermédiaire entre une allocation des quotas absolue, comme celle en vigueur aux Etats-Unis pour le SO<sub>2</sub>, et une allocation proportionnelle à la production courante. Le gouvernement français, à la suite du MEDEF<sup>50</sup>, a défendu auprès des instances européennes le passage à une allocation proportionnelle à la production courante, au nom de la défense de la compétitivité. En théorie, en effet, un tel passage devrait entraîner une baisse de l'*operationalleakage*, mais ce dernier est-il quantitativement important au point de justifier cette évolution ? Non, si l'on en croit les estimations que j'ai présentées dans la section 3.3. Aussi, étant donné les autres défauts de ce mode d'allocation (Quirion, 2009), il me semble qu'instaurer une allocation des quotas proportionnelle à la production courante dans le système de quotas européens constituerait une erreur.

Faut-il au contraire remplacer ce mode d'allocation par une mise aux enchères ? Certainement quand les principales puissances industrielles appliqueront une politique climatique comparable à celle de l'UE ou en cas de mise en place d'un ajustement aux frontières. En l'absence de l'une ou de l'autre éventualité, il est difficile de conclure aujourd'hui en toute rigueur sur l'opportunité de cette évolution.

---

<sup>49</sup> Ainsi, ArcelorMittal a continué à recevoir des quotas de CO<sub>2</sub> pour les hauts fourneaux (dont celui de Florange) que cette firme a arrêtés pendant plusieurs mois en 2008 et 2009, car elle n'a pas communiqué à l'administration une notification de cessation d'activité. La faisabilité d'une telle pratique varie sans doute d'un Etat membre à l'autre et d'un secteur à l'autre. Les personnes en charge de ce dossier dans l'administration française, interrogées, m'ont indiqué qu'en cas d'arrêt supérieur à un an, l'administration considérerait que cette absence de notification constitue une faute, et cesserait en conséquence l'allocation des quotas ; reste qu'il pourrait être rentable, pour une firme, de relancer la production au coup par coup pour éviter cette éventualité, dans les secteurs où la valeur des quotas alloués représente une part significative du coût de production.

<sup>50</sup> Paradoxalement, les actionnaires des entreprises soumises au système de quotas échangeables européen peuvent se réjouir de n'avoir pas réussi à imposer leur point de vue. En effet, les producteurs d'électricité (et d'autres entreprises selon l'étude économétrique de CE Delft, 2010) ont gagné des sommes considérables en passant dans le prix de vente de l'électricité (sauf là où ce dernier était réglementé) la valeur des émissions de CO<sub>2</sub> entraînée par cette production. Quant aux producteurs de matériaux (acier, ciment, verre, céramique...), ils ont pu amortir une partie de la crise par la vente des quotas de CO<sub>2</sub> dont ils n'avaient plus besoin du fait de la baisse de leur production. Si les quotas avaient été distribués proportionnellement à la production courante, la quantité de quotas reçus par ces entreprises aurait diminué, les privant de cet "amortisseur automatique".

## **5.2. Quelles perspectives de recherche ?**

### **5.2.1. Choix des politiques de réduction des émissions dans un contexte d'incertitude**

Comme indiqué dans la section 2.5, depuis la publication de l'article sur lequel se base cette section (Quirion, 2005), d'autres articles ont été publiés sur ce thème, en particulier celui de Richard Newell et William Pizer (2008), avec des hypothèses et donc des conclusions différentes. Je chercherai donc à construire un modèle plus général, qui admette aussi bien mon modèle de 2005 que celui de Newell et Pizer comme cas particuliers, afin d'apporter un éclairage plus robuste sur l'espérance de coût comparé de ces instruments.

Par ailleurs, l'observation du système de quotas européen, mais aussi d'autres systèmes de quotas échangeables, montre à quel point les erreurs de prévision des émissions tendanciellées ont pu avoir des conséquences importantes. Non seulement le prix des quotas et les réductions d'émissions ont été plus faibles que prévu initialement, mais les fluctuations importantes du prix des quotas (de zéro à 30 euros) ont pu entraîner un surcoût important. En effet, certaines décisions qui influencent les émissions à court terme (par exemple le choix entre biomasse et charbon) ont pu être prises en intégrant dans le calcul économique privé un prix du CO<sub>2</sub> nul, d'autres un prix de 30 euros. Les défenseurs des marchés de quotas mettent en avant la capacité de cet instrument à minimiser le coût de la réduction des émissions en égalisant les coûts marginaux entre les sources d'émissions, ce qui est vrai à une date donnée. Cependant, cette égalisation n'existe plus en dynamique dès lors que le prix des quotas fluctue, ce qui est inévitable. Dès lors, il y a matière à renouveler l'analyse comparée entre taxes et quotas échangeables, et à effectuer une analyse *ex post* du surcoût qu'a pu entraîner le choix d'un système de quotas échangeables par rapport à une taxe croissant par exemple selon le taux d'actualisation.

Enfin, comme indiqué à la section 3.2.1, le mode d'allocation retenu dans le système de quotas européen (y compris suite à la réforme de ce système adoptée en décembre 2008) ne correspond ni à une allocation forfaitaire (uniquement basée sur des données passées, les émissions dans le cas du *grandfathering*), ni à une allocation proportionnelle à la production courante, mais plutôt à une allocation en fonction des capacités de production. Modéliser une telle allocation, en particulier la manière dont elle se distingue d'une allocation en fonction de la production courante comme d'une allocation forfaitaire, suppose de prendre en compte l'incertitude sur la demande de biens intensifs en énergie, qui voit alterner des phases de forte

demande, pendant lesquelles les capacités de production sont saturées, et des phases de demande faible, pendant lesquelles des capacités disponibles existent. L'article déjà cité de Denny Ellerman (2008) constitue le premier pas en ce sens, mais il semble pertinent de poursuivre cette piste en quantifiant les mécanismes mis en évidence, et en étudiant l'influence de ce mode d'allocation sur les fuites de carbone.

### **5.2.2. Poursuite du travail sur les "fuites de carbone"**

L'étude *ex post* présentée au troisième chapitre de ce mémoire a fourni un premier test de l'existence d'un *operationalleakage* à cause du système de quotas européen. Tester l'existence d'un *investmentleakage* nécessite de recourir à d'autres données que les simples exportations et importations, à cause des importants délais entre la décision d'investir et le démarrage de la production. Aussi, je chercherai à utiliser les données sur les investissements directs à l'étranger, comme le font la plupart des travaux sur les "havres de pollutions" (*pollution havens*). Ces derniers ne testent cependant pas l'effet des politiques climatiques, mais plus largement celui des politiques environnementales, à travers des indicateurs composites d'ambition environnementale, qui comprennent essentiellement des politiques de lutte contre les pollutions locales.

Par ailleurs, nous avons vu la sensibilité des estimations des fuites de carbone aux hypothèses sur la substituabilité entre produits domestiques et importés, substituabilité que l'élasticité d'Armington cherche à représenter dans la plupart des modèles. Cependant, bien d'autres facteurs que les politiques climatiques influencent la compétitivité de ces secteurs, en particulier les taux de change. Ces derniers ayant connu de fortes fluctuations au cours des dernières années, il serait intéressant de comparer l'impact des variations récentes des taux de change et celui de l'EU ETS sur la compétitivité des principaux secteurs intensifs en gaz à effet de serre, travail que j'ai commencé avec Jean-Charles Hourcade (Hourcade et Quirion, 2004) mais qui nécessiterait d'être actualisé et raffiné.

Enfin, il est paradoxal que la littérature sur les moyens de limiter les fuites de carbone se soit focalisée sur le "canal de la compétitivité industrielle" alors que dans les modèles d'équilibre général, le canal des prix internationaux des énergies est prépondérant (cf. section 3.1). L'explication de ce paradoxe vient probablement, d'une part, de l'influence des industries intensives en gaz à effet de serre dans le débat public, et d'autre part de l'idée selon laquelle il serait plus difficile d'agir sur le canal des prix internationaux des énergies. Pourtant, un pays peut agir sur ce dernier canal dans un sens ou dans l'autre en favorisant ou en défavorisant l'exploitation des combustibles fossiles sur son territoire (on peut penser aux gaz de schistes, pour prendre un exemple dans l'actualité), et en ayant recours à certaines options de réduction

des émissions plutôt qu'à d'autres. Ainsi, contrairement aux autres options, lacapture-stockage du CO<sub>2</sub> (CSC) ne diminue pas nécessairement les importations d'énergies fossiles par les pays qui la mettent en œuvre. Au contraire, elle peut les augmenter du fait de la baisse du rendement énergétique que nécessite la séparation du CO<sub>2</sub> et des autres gaz issus de la combustion. J'ai commencé à quantifier ce type d'effets avec mes collègues Julie Rozenberg, Olivier Sassi et Adrien Vogt-Schilb (Quirion et al., 2011). Nous utilisons pour cela le modèle Imacsim-R, déjà utilisé au chapitre 4 de ce document. Inversement, le recours aux importations de biomasse est probablement à l'origine de fuites particulièrement importantes, soit à cause d'une baisse de la consommation de biomasse dans les pays sans politiques climatiques, soit du fait du changement d'utilisation des sols induit par la culture de la biomasse. Quantifier ces effets requière une modélisation complexe mais permettrait de traiter la question des fuites de carbone avec davantage de cohérence, et de sortir d'une situation où, dans le débat public, la quantification des fuites de carbone se focalise sur la compétitivité en négligeant les marchés des produits énergétiques alors que la recherche indique que ce dernier canal est sans doute prépondérant .

## Références

- AIE, 2009a. *CO<sub>2</sub> emissions from fossil fuel combustion - Highlights*, International Energy Agency, Paris
- AIE, 2009b. *World Energy Outlook*, International Energy Agency, Paris
- AIE, 2009c. *Sectoral Approaches in Electricity – Building Bridges to a Safe Climate*, International Energy Agency, 186 pages, ISBN 978-92-64-06872-8
- Alexeeva-Talebi, V., C. Böhringer and U. Moslener, 2007. *Climate and competitiveness: an economic impact assessment of EU leadership in emission control policies*. Mannheim, Germany: Centre for European Economic Research (ZEW).
- Amatayakul, W., Berndes G., Fenhann J., 2008. *Electricity sector no-lose targets in developing countries for post-2012: Assessment of emissions reduction and reduction credits*, CD4CDM Working Paper No.6, December, UNEP Risoecentre, Roskilde, Denmark <http://www.indiaenvironmentportal.org.in/files/ElectricityTargetsDCpost2010.pdf>
- Amatayakul, W., and J. Fenhann, 2009. *Electricity sector crediting mechanism based on a power plant emission standard: a clear signal to power generation companies and utilities planning new power plants in developing countries post-2012*, CD4CDM Working Paper No.7, July, UNEP Risoecentre, Roskilde, Denmark [www.indiaenvironmentportal.org.in/files/ElectricityCreditingPlantsEmissionStandard.pdf](http://www.indiaenvironmentportal.org.in/files/ElectricityCreditingPlantsEmissionStandard.pdf)
- Armington, P., 1969. A theory of demand for products distinguished by place of production. *IMF Staff papers* 16: 159-178
- Babiker M.H., 2005. "Climate change policy, market structure, and carbon leakage" in *Journal of International Economics* 65: 421-445
- Baumert K., R. Bhandari and N. Kete, 1999. *What might a developing country climate commitment look like?* WRI. <http://pdf.wri.org/developpe.pdf>
- Baumol, W. and W. Oates, 1988. *The Theory of Environmental Policy*, 2nd ed., Cambridge: Cambridge University Press
- Berg, A., P. Quirion and B. Sultan, 2009. Weather-index drought insurance in Burkina-Faso: assessment of its potential interest to farmers, *Weather, Climate and Society*, 1(1): 71-84
- Bernard A., Vielle, M., 2003. Measuring the Welfare Cost of Climate Change Policies: A Comparative Assessment Based on the Computable General Equilibrium Model GEMINI-E3, *Environmental Modelling & Assessment*, 8(3)
- Blanc, E., P. Quirion and E. Strobl, 2008. "The climatic determinants of cotton yields: evidence from a plot in West Africa", *Agricultural and Forest Meteorology*, 148(6-7): 1093-1100



Boemare C. and P. Quirion, 2002. "Implementing greenhouse gas trading in Europe: Lessons from economic literature and international experience", *Ecological Economics*, 43(2-3): 213-230

Boemare, C., P. Quirion and S. Sorrell, 2003, The evolution of emissions trading in the EU: tensions between national trading schemes and the proposed EU directive. *Climate Policy* 3(1002), S105-S124

Bosetti, V. and Victor, D.G. 2010. *Politics and Economics of Second-Best Regulation of Greenhouse Gases: The Importance of Regulatory Credibility*. FEEM Working Paper No. 29.2010. <http://ssrn.com/abstract=1593586>

Boutaud, A. et N. Gondran, 2009. *L'Empreinte écologique*, La Découverte "Repères ", 128 p.

Burtraw, D., K. Palmer and D. Kahn, 2010. A symmetric safety valve. *Energy Policy*, 38(9): 4921-4932

Carbon Trust, 2010. *Tackling carbon leakage: Sector-specific solutions for a world of unequal carbon prices*  
<http://www.carbontrust.co.uk/Publications/pages/publicationdetail.aspx?id=CTC767>

CE Delft, 2010. *Does the energy intensive industry obtain windfall profits through the EU ETS? An econometric analysis for products from the refineries, iron and steel and chemical sectors*. Delft, April

Cembureau, 2006. *Climate Change – CO<sub>2</sub> Emissions Trading: Points of Convergence within the Cement Industry*. Position paper,  
Brussels. [http://www.cembureau.be/Cem\\_warehouse/POINTS%20OF%20CONVERGENCE%20WITHIN%20THE%20CEMENT%20INDUSTRY.PDF](http://www.cembureau.be/Cem_warehouse/POINTS%20OF%20CONVERGENCE%20WITHIN%20THE%20CEMENT%20INDUSTRY.PDF)

Clapp, C., K. Karousakis, B. Buchner and J. Chateau, 2009. *National and sectoral GHG mitigation potential: a comparison across models*, OECD, 16 November

Climate Action Network, 2003. *A Viable Global Framework for Preventing Dangerous Climate Change*. CAN Discussion Paper, COP 9, Milan, Italy

Cochrane D. and G.H. Orcutt, 1949. Application of least squares regression to relationships containing auto-correlated error terms. *Journal of the American Statistical Association*, 44(245): 32-61

Combet E., F. Gherzi, J.-C. Hourcade, 2009. *Taxe carbone, une mesure socialement régressive ? Vrais problèmes et faux débats*. CIRED, DT/WP No 2009-12,  
<http://www.centre-cired.fr/IMG/pdf/CIREDWP-200912.pdf>

Commission européenne, 2000. *Green Paper on greenhouse gas emissions trading within the European Union*, COM(2000)87,  
<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:52000DC0087:EN:NOT>

Commission européenne, 2009. Commission staff working document accompanying the Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and social Committee and the Committee of the Regions, *Stepping up international climate finance: A European blueprint for the Copenhagen deal* {COM(2009) 475}. Brussels, SEC(2009) 1172/2, September

Commission européenne, 2011. Commission decision determining transitional Union-wide rules for the harmonised free allocation of emission allowances pursuant to Article 10a of Directive 2003/87/EC. Brussels

Convery F., 2009. Origins and Development of the EU ETS, *Environmental and Resource Economics*, 43(3): 391-412

Corchón L.C., 2008. Welfare losses under Cournot competition. *International Journal of Industrial Organization*. 26(5): 1120-1131

Coria, J. and T. Sterner, 2010. Tradable Permits in Developing Countries: Evidence from Air Pollution in Chile. *Journal of Environment and Development*. 19(2): 145-170

Crassous, R., Hourcade, J.-C., Sassi, O., 2006. Endogenous structural change and climate targets : modeling experiments with Imacsim-R, *Energy Journal*, Special Issue on the Innovation Modeling Comparison Project

Crocker, T.D., 1966. The Structuring of Atmospheric Pollution Control Systems. In H. Wolozin, ed. *The Economics of Air Pollution*. New York, W. W. Norton & Co.: 61-86

Dales, J.H., 1968. Land, Water and Ownership. *Canadian Journal of Economics* 1: 791-804

Demailly D. and P. Quirion, 2006. CO<sub>2</sub> abatement, competitiveness and leakage in the European cement industry under the EU ETS: grandfathering vs. output-based allocation", *Climate Policy*, 6(1), August, pp. 93-113

Demailly D. and P. Quirion, 2008a. European Emission Trading Scheme and competitiveness: A case study on the iron and steel industry, *Energy Economics*, 30(4): 2009-2027

Demailly D. and P. Quirion, 2008b. Leakage from Climate Policies and Border Tax Adjustment: Lessons from a Geographic Model of the Cement Industry, in R. Guesnerie and H. Tulkens, editors, *The Design of Climate Policy*, papers from a Summer Institute held in Venice, CESifo Seminar Series, Boston: The MIT Press

Demailly, D. and P. Quirion, 2008c. *Changing the allocation rules for EU greenhouse gas allowances: Impact on competitiveness and economic efficiency*. FEEM Working Paper No. 89.2008, October

Demailly, D. et P. Quirion, 2008d. Concilier compétitivité industrielle et politique climatique : faut-il distribuer les quotas de CO<sub>2</sub> en fonction de la production ou bien les ajuster aux frontières ?, *La Revue Economique*, 59(3): 497-504

- Dröge S. et al., 2009. *Tackling Leakage in a World of Unequal Carbon Prices*. Climate Strategies
- Dudek D. and A. Golub, 2003. “Intensity” targets: pathway or roadblock to preventing climate change while enhancing economic growth? *Climate Policy* 3S2: S21–S28
- Ebert, U., 1998, Relative standards: a positive and normative analysis, *Journal of Economics* 67(1), 17-38
- Ellerman A.D., 2008. New entrant and closure provisions: How do they distort? *Energy Journal*. 29, Special Issue
- Ellerman A.D. and B. Buchner, 2008. Over-Allocation or Abatement? A Preliminary Analysis of the EU ETS Based on the 2005–06 Emissions Data. *Environmental and Resource Economics* 41(2): 267-287
- Ellerman A.D., F. Convery and C. de Perthuis, 2010. *Pricing Carbon*, Cambridge University Press
- Ellerman, A.D. and P. Joskow, 2008. *The European Union’s Emissions Trading System in perspective*. Prepared for the Pew Center on Global Climate Change, May.  
<http://www.pewclimate.org/docUploads/EU-ETS-In-Perspective-Report.pdf>
- EPE – Entreprises pour l’environnement, 2006. *EU ETS review*,  
<http://www.epe-asso.org/index2.php>
- Eurofer, 2005. *The greenhouse gas challenge: how the EU steel industry competitiveness could be affected?* Position paper,  
<http://www.eurofer.org/positionpaper/compet/OECD12-01-2005doc.pdf>
- Fischer C., 2001. *Rebating Environmental Policy Revenues: Output-Based Allocations and Tradable Performance Standards*. RFF Discussion Paper 01-22
- Friez, A., 2009. Les immatriculations de voitures particulières neuves, un an après la mise en place du bonus-malus. *Le point sur*, n° 4, février, Commissariat général au développement durable,  
[http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/lepointsur3.1\\_cle03f5bd.pdf](http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/lepointsur3.1_cle03f5bd.pdf)
- Gavard, C., N. Winchester et S. Paltsev, 2011. Accord sectoriel entre un marché carbone américain et le secteur électrique chinois, dans *Economie du climat : des pistes pour l’après-Copenhague*, O. Godard et J.-P. Ponssard (dir.), Presses de l’école Polytechnique
- Gerlagh, R. and O. Kuik, 2007. *Carbon Leakage with International Technology Spillovers*, FEEM Working Paper 33.2007
- Gielen A.M., P. Koutstaal and H. Vollerbergh, 2002. *Comparing emission trading with absolute and relative targets*. Paper presented at the 2nd CATEP Workshop on the Design and

Integration of National Tradable Permit Schemes for Environmental Protection, hosted by University College London,  
<http://www.ucd.ie/envinst/envstud/CATEP%20Webpage/Papers/Koustaal.pdf>

Giraudet, L.-G. and P. Quirion, 2008. Efficiency and distributional impacts of tradable white certificates compared to taxes, subsidies and regulations. *Revue d'économie politique*, 119(6) : 885-914.

Giraudet, L.-G., C. Guivarch and P. Quirion, 2011a. Do proposed policies meet French energy conservation targets in the residential sector? Accepted, *Energy Journal*

Giraudet, L.-G., C. Guivarch and P. Quirion, 2011b. Exploring the potential for energy conservation in French households through hybrid modelling, in revision in *Energy Economics*

Goulder, L., 1995. Environmental Taxation and the Double Dividend: A Reader's Guide', *International Tax and Public Finance* 2(2), 157–183

Goulder, L. and A.L. Bovenberg, 2000. *Neutralizing the Adverse Industry Impacts of CO2 Abatement Policies: What Does It Cost?*, Discussion Paper 00-27, Resources For the Future

Goulder L.H., Parry, I.W.H., Williams, R.C., Burtraw, D., 1999. The cost-effectiveness of alternative instruments for environmental protection in a second-best setting. *Journal of Public Economics* 72 329–360

Graichen V., K. Schumacher, F.C. Matthes, L. Mohr, V. Duscha, J. Schleich and J. Diekmann, 2008. *Impacts of the EU Emissions Trading Scheme on the industrial competitiveness in Germany*. Umweltbundesamt. Climate Change 10-08. ISSN 1862-4359

Grubb M., Neuhoﬀ, K., 2006. Allocation and competitiveness in the EU emissions trading scheme: policy overview. *Climate Policy* 6, 7–30

Guesnerie, R., 2008. The design of post-Kyoto climate schemes : selected questions in analytical perspectives, in R. Guesnerie and H. Tulkens, editors, *The Design of Climate Policy*, papers from a Summer Institute held in Venice, CESifo Seminar Series, Boston: The MIT Press

Guesnerie, R., 2010. *Pour une politique climatique globale – blocages et ouvertures*. Les opuscles du Cepremap, Paris.

Guivarch, C., Crassous, R., Sassi, O. and Hallegatte, S. 2010. *The costs of climate policies in a second best world with labour market imperfections*. Climate Policy (forthcoming)

Guivarch C., Hallegatte S., Crassous R., 2009. The Resilience of the Indian Economy to Rising Oil prices as a validation test for a Global Energy-Environment-Economy CGE model, 2009, *Energy Policy* 37, November

GWEC (Global Wind Energy Council), 2011. *Global Wind Report*

2010.[http://www.gwec.net/fileadmin/documents/Publications/Global\\_Wind\\_2007\\_report/GWEC%20Global%20Wind%20Report%202010%20low%20res.pdf](http://www.gwec.net/fileadmin/documents/Publications/Global_Wind_2007_report/GWEC%20Global%20Wind%20Report%202010%20low%20res.pdf)

Hamdi-Cherif, M., C. Guivarch and P. Quirion, 2011a. Sectoral targets for developing countries: Combining "Common but differentiated responsibilities" with "Meaningful participation", *Climate Policy*, 11(1):731–751

Hamdi-Cherif, M., C. Guivarch et P. Quirion, 2011b. Une approche sectorielle pour la production d'électricité dans les pays en développement :enseignements du modèle Imacim-R, dans *Economie du climat : des pistes pour l'après-Copenhague*, O. Godard et J.-P. Ponssard (dir.), Presses de l'école Polytechnique

Helioui, K., 1997.*Double dividende d'une écotaxe en présence de fluctuations conjoncturelles et de rigidités de l'emploi*, CIREN WorkingPaper, Nogent-sur-Marne, France

Hoel, M. and L. Karp, 2001.Taxes and Quotas for a Stock Pollutant with Multiplicative Uncertainty.*Journal of Public Economics*, Vol. 82, pp. 91-114, 2001

Hoel, M. and L. Karp, 2002.Taxes versus quotas for a stock pollutant.*Resource and Energy Economics*, Vol. 24, pp. 367-384

Hourcade, J.-C., 2000.Le climat est-il une marchandise ? *Etudes*, n° 3933, septembre, pp. 161-171

Hourcade, J.-C.and F. Gherzi, 2002. The economics of a lost deal: Kyoto – The Hague – Marrakech. *Energy Journal*, 23(3): 1-26

Hourcade, J.-C. et P. Quirion, 2004. Limitation des émissions de CO<sub>2</sub> et compétitivité de l'industrie européenne : quantification et comparaison aux variations des taux de change, dans D. Bureau et M. Mougeot, eds., *Politiques environnementales et compétitivité*, Conseil d'analyse économique, Rapport n° 54, La documentation française

Hourcade, J.-C., P.R. Shukla and S. Mathy, 2008.Untying the Climate – Development Gordian Knot : Economic options in a politically constrained world”. In : R. Guesnerie and H. Tulkens (eds.) *The Design of Climate Policy*, MIT Press.

Ireland, N., 1977. Ideal prices vs. prices vs. quantities", *Review of Economic Studies*, 44(1): 183-186

IPCC, 2000.*Emissions Scenarios 2000,Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, N.Nakicenovic and R. Swart (Eds.), Cambridge University Press, UK

Ismer, R. and K. Neuhoﬀ, 2007. Border tax adjustment: a feasible way to support stringent emission trading. *European Journal of Law and Economics*, 24: 137-164.

Jansen, J., 2004, The Netherlands prepares for NO<sub>x</sub> trading. *Environmental Finance* 5(3), 28-29

- Karp, L. and J. Zhang, 2004. Regulation of Stock Externalities with Correlated Abatement Costs, *Environmental and Resource Economics*. 32(2): 273-300
- Kettner, C., A. Köppl and S. Schleicher, 2008. *EU Emissions Trading Scheme: The phase 1 performance*, July. WIFO, Austrian Institute for Economic Research, Vienna, [www.wifo.at](http://www.wifo.at)
- Krugman, P.R., 1994. Competitiveness: A Dangerous Obsession, *Foreign Affairs* 73(2), 1-17.
- Leblois, A. and P. Quirion, 2010. *Agricultural insurances based on meteorological indices: realizations, methods and research agenda*, FEEM Working Paper No. 71.2010
- Light, M.K., C.D. Kolstad and T.F. Rutherford, 1999. *Coal Markets, Carbon Leakage and the Kyoto Protocol*. Working Paper No. 99-23. Center for Economic Analysis. Department of Economics. University of Colorado at Boulder
- Malcomson J.M., 1978. Prices vs. Quantities: A Critical Note on the Use of Approximations," *Review of Economic Studies*, 45(1): 203-07
- Mandell, S. 2008. Optimal mix of emissions taxes and cap-and-trade, *Journal of Environmental Economics and Management* 56 (2008) 131– 140
- Mathiesen, L., Mæstad, O., 2004. Climate policy and the steel industry: achieving global emission reductions by an incomplete climate agreement. *Energy Journal*, vol. 25 pp. 91-114
- Mathy, S., Guivarch, C. 2010. Climate policies in a second-best world - A case study on India. *Energy Policy* 38(3): 1519-1528
- Matthes, F.C., 2008. What Makes a Sector with Significant Cost Increase Subject to Leakage? Ch. 4 in K. Neuhoﬀ and F.C. Matthes, eds., *The role of auctions for emissions trading*. Climate Strategies
- Matthes, F.C., J. Diekmann and J. Schleich, 2011. *Cap setting for the European Union Emissions Trading Scheme in the 2013-2020 period*. Forthcoming, Öko-Institut, Berlin
- Meckling, J. O. and Chung, G. Y., 2009. Sectoral approaches for a post-2012 climate regime: a taxonomy. *Climate Policy*, 9(6): 652-668
- Meunier, G., et J.-P. Ponssard, 2011. Les approches sectorielles et les enjeux d'équité et de compétitivité, dans *Economie du climat : des pistes pour l'après-Copenhague*, O. Godard et J.-P. Ponssard (dir.), Presses de l'école Polytechnique
- Monjon, S. and P. Quirion, 2010. How to design a border adjustment for the European Union Emissions Trading System?, *Energy Policy*, 38(9): 5199-5207
- Monjon, S. and P. Quirion, 2011a. Evaluating anti-leakage options in the EU ETS: Design matters. *Ecological Economics*, doi:10.1016/j.ecolecon.2011.04.020
- Monjon, S. and P. Quirion, 2011b. A border adjustment for the EU ETS: Reconciling WTO rules and capacity to tackle carbon leakage. Accepted in *Climate Policy*

- Mumy, G., 1980. Long-Run Efficiency and Property Rights Sharing for Pollution Control, *Public Choice* 35, 59–74
- NERI et al., 2007. *COMETR – Competitiveness effects of environmental tax reforms*. Final Report to the European Commission, DG Research and DG Taxation and Customs Union
- Neuman, A., 2010. *Long-run prices for coal and natural gas*. Berlin Seminar on Energy and Climate. July 2<sup>nd</sup>.  
<http://www.climatepolicyinitiative.org/BSEC%20July%202010%20Neumann.pdf>
- Newell, R.G. and W.A. Pizer, 2003. Regulating Stock Externalities under Uncertainty *Journal of Environmental Economics and Management* 45 (2 SUPPL.), pp. 416-432
- Newell, R.G. and W.A. Pizer, 2008. Indexed Regulation. *Journal of Environmental Economics and Management*. 56 (3): 221-233
- Olson, M., 1965. *The Logic of Collective Action: Public Goods and the Theory of Groups*. Harvard University Press. ISBN 0-674-53751-3
- Parry, I., 1995. Pollution Taxes and Revenue Recycling, *Journal of Environmental Economics and Management* 29, S64–S77
- Peters G. P. and E. G. Hertwich, 2008. Post-Kyoto greenhouse gas inventories: production versus consumption, *Climatic Change* 86(1-2): 51–66
- Pezzey, J.C.V., 1992. The Symmetry between Controlling Pollution by Price and Controlling It by Quantity', *Canadian Journal of Economics* 25(4), 983–991
- Pezzey J.C.V. and F. Jotzo, 2010. *Tax-Versus-Trading and Free Emission Shares as Issues for Climate Policy Design*. Australian National University. Environmental Economics Research Reports 68. <http://purl.umn.edu/95049>
- Philibert, C., 2000. How could emissions trading benefit developing countries, *Energy Policy*, 28 (13): 947-956
- Philibert, C., 2009. Assessing the value of price caps and floors. *Climate Policy* 9(6): 612-633
- Philibert, C. and J. Pershing, 2002, *Beyond Kyoto. Energy Dynamics and Climate Stabilisation*, International Energy Agency, Paris
- Pizer W.A., 1999. The optimal choice of climate change policy in the presence of uncertainty. *Resource and Energy Economics*. 21(3-4): 255-287
- Pizer, W.A., 2003. *Climate Change Catastrophes* RFF Discussion Paper 03-31.
- Pizer, W.A., 2005. The case for intensity targets. *Climate Policy*. 5(4): 455-462
- Ponssard, J.-P. and N. Walker, 2008. EU emissions trading and the cement sector: a spatial competition analysis. *Climate Policy* 8(5): 467-493

- Prais, G.J. and C.B. Winsten, 1954. *Trend estimators and serial correlation*, Discussion Paper no. 383, Cowles Commission, Chicago, IL
- Quirion, P., 2003. *Relative emission caps: correct answer to uncertainty or case of regulatory capture?*. FEEM Working Paper No. 33.2003, April
- Quirion, P., 2004. *Les certificats blancs face aux autres instruments de politique publique pour les économies d'énergie : bilan de la littérature économique et priorités de recherche*, étude pour l'IFE, juin, [http://www.centre-cired.fr/perso/quirion/quirion\\_IFE\\_CB.pdf](http://www.centre-cired.fr/perso/quirion/quirion_IFE_CB.pdf)
- Quirion P., 2005. Does uncertainty justify intensity emission caps?", *Resource and Energy Economics*, 27(4): 343-353
- Quirion P., 2007. Comment faut-il distribuer les quotas échangeables de gaz à effet de serre ?, *Revue française d'économie*, octobre 2007, XXII(2): 129-164
- Quirion, P., 2009. Historic versus output-based allocation of GHG tradable allowances: a survey, *Climate Policy*, 9: 575-592
- Quirion P., 2010a. Complying with the Kyoto Protocol under uncertainty: Taxes or tradable permits?, *Energy Policy*, 38(9): 5166-5173
- Quirion P., 2010b. *Carbon leakage: beyond competitiveness*. Berlin Seminar on Energy and Climate. July 2<sup>nd</sup>.  
<http://www.climatepolicyinitiative.org/BSEC%20July%202010%20Quirion.pdf>
- Quirion, P., 2010c. Climate Change Policies, Competitiveness and Leakage. in Cerdá, E. and Labandeira, X. (eds.). *Climate Change Policies: Global Challenges and Future Prospects*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham
- Quirion P. and M. Hamdi-Cherif, 2007. General equilibrium consequences of a green public procurement policy, *Environmental and Resource Economics*, 38(2): 245-258
- Quirion, P., J. Rozenberg, O. Sassi and A. Vogt-Schilb, 2011. How CO<sub>2</sub> capture and storage can mitigate carbon leakage, in revision in *Energy Journal*
- Reinaud, 2008. *Issues behind Competitiveness and Carbon Leakage – Focus on Heavy Industry*. IEA Information paper. International Energy Agency, Paris, October
- Roberts, M. and M. Spence, 1976. Uncertainty and the Choice of Pollution Control Instruments, *Journal of Public Economics* 5, April/May, 193–208
- Roudier, P., B. Sultan, P. Quirion, C. Baron, A. Alhassane, S. Traoré, and B. Muller, 2011a. An ex-ante valuation of seasonal forecasting for millet growers in SW Niger, *International Journal of Climatology*, doi: 10.1002/joc.2308



- Roudier, P., P., B. Sultan, Quirion, and A. Berg, 2011b. The impact of future climate change on West African agriculture: what does the recent literature say? *Global Environmental Change*, doi:10.1016/j.gloenvcha.2011.04.007
- Sandbag, 2010. Cap or trap? *How the EU ETS risks locking-in carbon emissions*. September. <http://www.sandbag.org.uk/>
- Sandmo, A., 1975. Optimal Taxation in the Presence of Externalities', *Swedish Journal of Economics* 77, 86–98
- Sassi O., Crassous R., Hourcade J.-C., Gitz V., Waisman H., Guivarch C., 2010. 'Imaclim-R : a modeling framework to simulate sustainable development pathways', *International Journal of Global Environmental Issues* 10(1): 5-24.
- Sawa, A., 2008. *A Sectoral Approach as an Option for a Post-Kyoto Framework*. Discussion Paper 08-23, Harvard Project on International Climate Agreements, Belfer Center for Science and International Affairs, Harvard Kennedy School
- Schmidt, J., Helme, N., Lee, J., and Houdashelt, M., 2008. Sector-Based Approach to the Post-2012 Climate Change Policy Architecture, *Climate Policy* 8, Earthscan, London, pp. 494-515
- Schyns, V. and A. Loske, 2008. The benefits and feasibility of an ETS based on benchmarks and actual production, IFIEC Europe, Unpublished paper
- Sijm, J., Kuik, O.J., Patel, M., Oikonomou, V., Worrell, E., Lako, P., Annevelink, E., Nabuurs, G.J., Elbersen, H.W., 2004. *Spillovers of climate policy*. ECN Report
- Stavins, R., 1996. Correlated uncertainty and policy instrument choice", *Journal of Environmental Economics and Management*, 30: 218-32
- Sterner, T. and L.H. Isaksson, 2006. Refunded emission payments theory, distribution of costs, and Swedish experience of NOx abatement. *Ecological Economics* 57(1): 93-106
- Sterner, T. and A. Muller, 2008. Output and abatement effects of allocation readjustment in permit trade. *Climatic Change* 86(1-2): 33-49
- Stichting Natuur en Milieu, 2009. *The impact of the Renewable Energy Sources Directive (RES) on the European Emission Trading Scheme (EU-ETS)*. December
- Strand, J., 2009. "Revenue management" effects related to financial flows generated by climate policy. Background paper to the 2010 World Development Report, Policy research working paper 5053, World Bank
- Sultan, B., M. Bella-Medjo, A. Berg, P. Quirion and S. Janicot, 2010. Multi-scales and multi-sites analysis of the role of rainfall in cotton yields in West Africa, *International Journal of Climatology*, 30(1): 58-71

- Tietenberg, T., 2008. *Tradable permits bibliography*, <http://www.colby.edu/personal/t/thtieten/trade.html>
- Tirole, J., 2009. *Politique climatique : une nouvelle architecture internationale*, Rapport du Conseil d'analyse économique, La Documentation française, Paris, octobre
- Wang, X., J.F. Li and Y.X. Zhang, 2010. *A method to set explicit and comprehensive carbon pricing through export tax and export VAT refund rebate policies in China*. Mimeo, IDDRI
- WBCSD, 2009. *A Sectoral Approach. Greenhouse gas mitigation in the cement industry*. <http://www.wbcsdcement.org/pdf/WBCSD%20rev%20final%20low.pdf>
- Webster, M., I.S. Wing and L. Jakobovits, 2010. Second-best instruments for near-term climate policy: Intensity targets vs. the safety valve. *Journal of Environmental Economics and Management*, 59: 250–259
- Weishaar S., 2008. Germany v. Commission: The ECJ on ex post adjustments under the EU ETS – Case Note. *Review of European Community & International Environmental Law*, 17(1): 126-129
- Weitzman, M., 1974. Prices vs. Quantities, *Review of Economic Studies* 41(4), 447-91
- Weyant, J. and J. Hill, 1999. Introduction and Overview, *The Energy Journal*, Special Issue: The Costs of the Kyoto Protocol: A Multi-Model Evaluation
- Wiedmann T, M, Lenzen and K Turner, 2007. Examining the global environmental impact of regional consumption activities - Part 2: Review of input-output models for the assessment of environmental impacts embodied in trade, *Ecological Economics* 61(1): 15-26
- Yohe, G., 1977. Comparisons of price and quantity controls: A survey, *Journal of Comparative Economics*, 1: 213-33